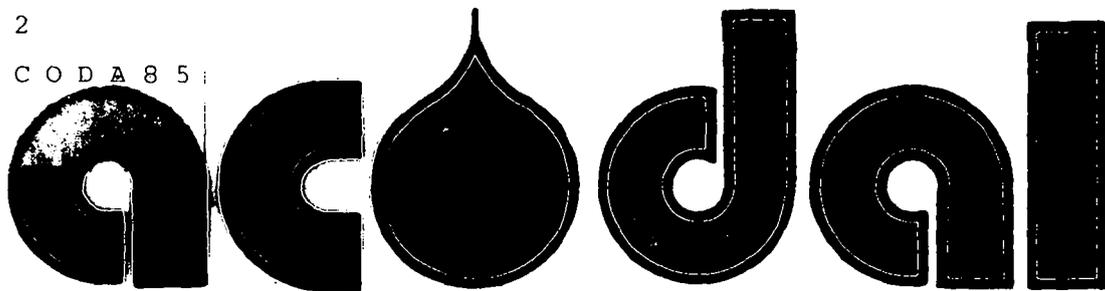


72

ACODAS 85



ASOCIACION COLOMBIANA DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL

XXVIII CONGRESO NACIONAL
II CONGRESO BOLIVARIANO DE INGENIERIA SANITARIA
Noviembre 21 al 24 de 1985 - Cúcuta

MEMORIAS

SECCIONAL VALLE DEL CAUCA

AVENIDA 9A NORTE No. 10-117 - TELEFONO 681075 - APARTADO AEREO 6720
CALI - COLOMBIA - S. A.

92 ACODAS 85 -
2287

INSTITUTO VENEZOLANO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
INVESTIGACIONES Y SERVICIOS TECNOLÓGICOS
CALLE 28 DE SEPTIEMBRE NO. 141/142
CAROLINA, VENEZUELA
TEL. (078) 8.457.111
FAX: ~~8.457.111~~ bn 2207
LO: 72 ACODA85

XXVIII CONGRESO NACIONAL DE ACODAL
II CONGRESO BOLIVARIANO DE INGENIERIA SANITARIA
Noviembre 21 al 24 de 1985
Cúcuta

M E M O R I A S

SECCIONAL VALLE DEL CAUCA

ASOCIACION COLOMBIANA DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL
A C O D A L - SECCIONAL VALLE DEL CAUCA
Apartado Aéreo. 6720 - Teléfono 681075 - Cali

C O N T E N I D O

1. Efluentes de Minas de Carbón. Efectos sobre la fauna bentónica y la ecología de agua dulce.
Presentado por la Bióloga María del Carmen de Cardozo. Profesora Departamento de Procesos Químicos y Biológicos de la Universidad del Valle.
2. El uso de mediciones de ATP como parámetro de control de Plantas de Lodos Activados.
Presentado por el Ingeniero Leandro Barozzi. Profesor asistente Departamento de Procesos Químicos y Biológicos de la Universidad del Valle.
3. Cloración de Acueductos Rurales y su incidencia sobre la salud de la comunidad.
Presentado por los Ingenieros Ramón Duque y Mario Tabares y la Microbióloga María Yolanda Ramírez. Profesores de la Universidad del Valle.
4. Ecuaciones para la filtración a rata declinante.
Presentado por el Ingeniero Antonio castilla. Profesor Depto. de Fluidos de la Universidad del Valle.
5. pH de Estabilización de las aguas potables de Colombia.
Presentado por los Ingenieros Libardo Sánchez de las Empresas Municipales de Cali EMCALI y Luis E. Medina de INCA LTDA.
6. Hidráulica de la operación conjunta de Bombas en paralelo.
Presentado por los Ingenieros Antonio Castilla y Gerardo Galvis. Profesores del Departamento de Fluidos de la Universidad del Valle.
7. Informe de labores en 1985 ACODAL - Seccional Valle del Cauca.
8. Directorio 1985 de los socios ACODAL - Seccional Valle del Cauca.
9. Patrocinadores de esta Publicación.

LAS OPINIONES Y CONCEPTOS EMITIDOS
EN CADA UNO DE LOS TRABAJOS EDI-
TADOS EN ESTAS MEMORIAS SON
RESPONSABILIDAD EXCLUSIVA
DE SUS AUTORES.

XXVIII CONGRESO NACIONAL DE LA ASOCIACION
COLOMBIANA DE INGENIERIA SANITARIA
Y AMBIENTAL - ACODAL

PONENCIA

EFLUENTES DE MINAS DE CARBON
EFECTOS SOBRE LA FAUNA BENTONICA
Y LA ECOLOGIA DE AGUA DULCE

BIOLOGA MARIA DEL CARMEN ZUÑIGA DE CARDOSO

UNIVERSIDAD DEL VALLE - FACULTAD DE INGENIERIA
DEPARTAMENTO DE PROCESOS QUIMICOS Y BIOLOGICOS
SECCION DE SANEAMIENTO AMBIENTAL

SANTIAGO DE CALI, OCTUBRE DE 1985

RESUMEN

Este trabajo de investigación fué realizado y patrocinado por la Universidad del Valle, con la cofinanciación del Instituto Colombiano para el Fomento de la Educación Superior (ICFES). El estudio evalúa la incidencia de los efluentes procedentes de Minas de Carbón sobre la ecología de cuerpos de agua receptores.

En el periodo comprendido entre enero de 1984 y febrero de 1985 se realizaron ocho (8) muestreos en el drenaje de la mina " La Riverita ", localizada en la Vorágine, corregimiento de Pance, Municipio de Cali y en la Quebrada " La Soledad ", antes y después de que este cuerpo de agua sea receptor de tales desechos. Esta corriente hace parte de la cuenca del Rfo Pance. En cada una de las estaciones de muestreo seleccionadas se verificaron análisis físico químicos y biológicos, con énfasis especial en la fauna bentónica presente.

Las infiltraciones de la mina, además de poseer valores muy bajos de pH (2.9 - 3.3 unidades) y un alto contenido de sales disueltas, especialmente sulfatos (2246 mg/l), se caracterizan por elevadas concentraciones de metales pesados como Hierro (576,4 mg/l), Aluminio (33.2 mg/l), Manganeso (9.1 mg/l) y Zinc (1.42 mg/l). Estos compuestos tienen un efecto negativo sobre el cuerpo de agua receptor, por los cambios extremos que genera en su calidad, restringiéndose, por tal razón, cualquier uso del agua, lo cual también implica un mayor costo en el tratamiento y adecuación de este tipo de fuentes.

El drenaje tóxico y ácido de la mina induce cambios drásticos sobre las comunidades bentónicas de la corriente receptora que posee buenos niveles de oxígeno disuelto (7.2 mg/l) y muy bajo contenido orgánico (0.84 mg/l DBO_5). La densidad de población disminuye de 149 a 1.2 or

ganismos/m² y su índice biológico de diversidad varfa de 3.69 a 1.95 unidades.

Las comunidades bénticas del cuerpo de agua, cuya contaminación tóxica no se halla superpuesta sobre la polución orgánica, disminuyen en diversidad pero conservan su estructura, caracterizada por Dípteros, Odonatos, Tricópteros, Platelmintos, Coleópteros y Hemípteros. Los Efemerópteros y Platelmintos responden con gran sensibilidad al efecto de metales pesados, de igual manera que lo hacen a polución orgánica, mientras los Odonatos, Hemípteros y Coleópteros, también muy poco resistentes a carga orgánica, bajo buenas condiciones de oxígeno, enfrentan con mejor éxito el impacto de compuestos tóxicos.

La especificidad y estabilidad que exhiben las comunidades bentónicas con relación a un ambiente particular, confirma el uso de indicadores biológicos de calidad como una valiosa herramienta no solamente en la evaluación de polución orgánica, sino también en cuanto a contaminación tóxica.

1 INTRODUCCION

Las actividades relacionadas con la explotación de minas de carbón, constituyen una de las más importantes fuentes de contaminación ácida y ferruginosa en cuerpos naturales de agua.

Entre las impurezas de la actividad carbonífera está la pirita (FeS_2), compuesto que se transforma por procesos bioquímicos para ser solubilizada y arrastrada por el agua de escorrentía hacia los cuerpos de agua superficial y subterránea. Esto ocasiona, en los desagües de este tipo, elevadas concentraciones de hierro, sales solubles, particularmente sulfatos y bajos pH.

Superpuesta a la contaminación ácida y ferruginosa, los desagües de minas de carbón también aportan cantidades significativas de varios metales pesados como cobre, zinc y aluminio, entre otros, creando situaciones críticas a la biota local por su efecto acumulativo y tóxico (1) (2).

En la zona sur del Valle del Cauca, las reservas carboníferas en explotación en las cuencas de los ríos Pance, Jamundí y Lillo, han ocasionado no solamente problemas de tipo hidrobiológico, sino también problemas de tipo técnico y económico, de manera particular, para aquellas comunidades que hacen uso de estas corrientes como fuentes de agua para consumo humano u otros usos.

A nivel nacional, este problema tiende a aumentar debido a los grandes proyectos en ejecución o por ejecutar sobre explotación de las reservas carboníferas, como una alternativa para afrontar crisis energéticas producidas por las fluctuaciones mundiales del mercado del petróleo y sus derivados.

Estudios realizados por la Universidad del Valle, han corroborado los problemas de contaminación generados por la Industria Minera del Carbón, particularmente en el río Pance (3) (4).

Se han encontrado infiltraciones que drenan en esta cuenca, en cuyo caso, se reportan concentraciones de hierro superiores a 500 mg/l, pH inferiores a 3.0 unidades y metales pesados como zinc y aluminio, cuyos valores sobrepasan, en considerable magnitud, los niveles de seguridad que las Entidades locales e internacionales, encargadas de la protección ambiental, han fijado como límites admisibles para la preservación de la biota local.

El problema de la explotación minera en el área del carbón ha sido estudiada especialmente desde el punto de vista de su impacto sobre la hidrología y calidad de corrientes receptoras y el tratamiento y remoción de hierro soluble, presente en los desechos líquidos, por procedimientos de aeración, neutralización, precipitación y posterior sedimentación.

Los trabajos y revisiones llevados a cabo por GLEASON (1981)⁽⁵⁾ MC DONAL (1981)⁽⁶⁾ y OLEM (1982)⁽¹⁾ resaltan estos aspectos y las restricciones del recurso hídrico en cuanto a su utilización después de recibir contaminación ferruginosa. En el ámbito nacional, en este mismo sentido, se destaca el estudio realizado por ZUNIGA, DUQUE Y ORTIZ (1984)⁽⁴⁾.

Este trabajo de investigación plantea una nueva área de estudio en nuestro medio, con la cual se pretende involucrar el componente hidrobiológico en el problema de la contaminación tóxica y ácida generada por los afluentes de Minas de Carbón. No existen antecedentes a nivel nacional en los cuales se reporten resultados de estudios en este campo específico.

El trabajo descrito busca implementar una metodología que evalúe las

condiciones ecológicas de ambientes acuáticos, mediante la correlación de sus características físicas, químicas y biológicas, con énfasis en la fauna bentónica presente para, de esta manera, facilitar la confrontación de indicadores ecológicos de calidad, en corrientes perturbadas por agentes de contaminación diferentes a carga orgánica.

La especificidad y estabilidad que exhiben las comunidades bentónicas con relación a un ambiente específico, confirma el uso de estos organismos como una valiosa herramienta en la evaluación de la contaminación y la polución orgánica, como puede observarse por los trabajos y revisiones verificadas, entre otros autores, por ASTON (1973) ⁽⁷⁾, KAWKES (1979) ⁽⁸⁾ y QUIGLEY (1983) ⁽⁹⁾.

En este campo, a nivel regional existen unos pocos trabajos en donde se incorpora el componente biológico al estudio de la polución acuática. Vale la pena señalar los estudios realizados por ROLDAN (1973) ⁽¹⁰⁾ en el río Medellín, GAVIRIA (1982) ⁽¹¹⁾ en el río Bogotá y ZUÑIGA DE CARDOSO (1984) ⁽¹²⁾ ⁽¹³⁾ en el Valle del Cauca.

2 DESCRIPCION DEL AREA DE TRABAJO

El área de trabajo para verificar este estudio se localizó en la zona de influencia de la mina de carbón " La Riverita ", ubicada en la Veraguine, corregimiento de Pance, al sur del Municipio de Cali.

Las infiltraciones de la mina descargan sobre la margen izquierda de la Quebrada " La Soledad ", la cual desemboca en el río Pance, también sobre su margen izquierda, a pocos metros del Puente " La Veraguine ", sobre la carretera que desde este sitio conduce a la ciudad de Santiago de Cali, situada a una distancia de 12 kilómetros.

Las aguas de la Quebrada " La Soledad " presentan contaminación ferruginosa, originada en los drenajes de la Mina " La Riverita ", situa

ción que también se puede detectar en el río Pance, después de confluir la Quebrada en esta corriente, que es utilizada por la población de Cali como fuente de recreación, a la vez que en un futuro, a largo plazo, servirá para abastecer de agua a la ciudad y corregimientos vecinos.

La Gráfica No.1 ilustra acerca de las Estaciones de Muestreo ubicadas en el área de trabajo descrita.

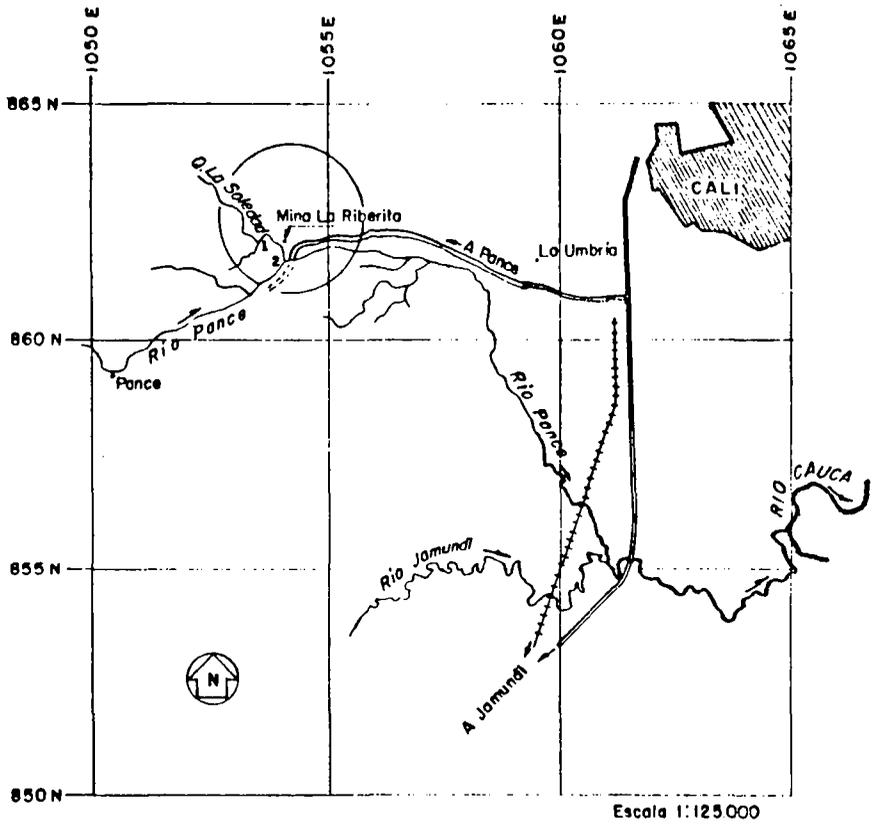
La Primera Estación se localizó a la salida del drenaje de la mina, con el fin de caracterizar el efluente. Para evaluar el efecto de la descarga y poder medir en forma comparativa la calidad del agua de la Quebrada " La Soledad ", antes y después de la mina, se situó una Estación de Muestreo en cada una de estas zonas.

La Quebrada " La Soledad " posee un caudal promedio de 328.4 l/s, atraviesa una zona rural cuya cuenca se halla bien arbolizada y carece en todo su trayecto de colectores directos de aguas residuales de origen doméstico. Sus aguas son frías, claras, saturadas de oxígeno y con muy baja carga orgánica.

La descarga de la Mina " La Riverita ", evacúa en forma continua 8.00 l/s. Una característica particular de este tipo de efluentes radica en el hecho de que la producción de tales infiltraciones pueden continuar por tiempo indefinido, a pesar de que haya suspensión en las operaciones industriales de explotación. Este hecho fue corroborado durante el estudio, ya que durante este tiempo, la Mina de Carbón estuvo inactiva en cuanto a explotación.

3 MATERIALES Y METODOS

Las estaciones de muestreo seleccionadas en este estudio, fueron muestreadas ocho veces (8) en el período comprendido entre enero de 1984



GRAFICA Nº 1 ... LOCALIZACION DEL SITIO DE LA INVESTIGACION

y febrero de 1985. Los análisis de tipo físico químico y biológico se realizaron en los Laboratorios de Aguas y Bioensayos, ubicados en la Sección de Saneamiento Ambiental, Facultad de Ingeniería de la Universidad del Valle y en el Laboratorio de Aguas de la Corporación Autónoma Regional del Cauca, C.V.C.

Las variables físico químicas que se cuantificaron en las infiltraciones de la mina y en el cuerpo de agua receptor, antes y después de las descargas de tales efluentes, incluyeron los siguientes parámetros:

Temperatura (°C), color real (unidades), turbiedad (FTU), pH (unidades), residuo total, filtrable y no filtrable (mg/l), alcalinidad total (mg/l CaCO_3), acidez total (mg/l CaCO_3), gas carbónico libre (mg/l), dureza total, cálcica y magnésica (mg/l CaCO_3), oxígeno disuelto (mg/l), demanda química de oxígeno (mg/l DQO), demanda bioquímica de oxígeno (mg/l DBO_5), sulfatos (mg/l), cloruros (mg/l), calcio (mg/l), magnesio (mg/l), hierro total (mg/l), manganeso (mg/l), aluminio (mg/l) y zinc (mg/l).

Todos los análisis descritos anteriormente se verificaron de acuerdo con las recomendaciones establecidas por los "Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 15th Edition" (14) y el tipo de muestreos, en todos los casos, fué puntual.

Las pruebas de tipo biológico se realizaron teniendo como base las comunidades bentónicas de la Quebrada "La Soledad", antes y después de que este cuerpo de agua sea reservorio de los desechos líquidos de la Mina de Carbón.

Los macroinvertebrados bentónicos fueron recolectados en forma manual en las piedras del lecho de la Quebrada y, en todos los casos, se midió el área rastreada durante el muestreo. Después de separar los organismos, éstos se preservaron en alcohol al 70% para su posterior identificación con ayuda del microscopio estereoscópico y las claves taxonómicas específicas para cada grupo en particular. Esta identifi

cación se llevó hasta el nivel taxonómico de Familia.

A partir de la fauna bentónica localizada en cada una de las Estaciones de Muestreo, se cuantificó la densidad de población (No de organismos/ m²) y se confrontaron los indicadores ecológicos de calidad más representativos de cada zona.

En forma adicional, se evaluó la calidad del agua de la Quebrada, antes y después de la descarga, basándose en la diferencia de estructura y distribución que presentaron las comunidades bentónicas en estos hábitats específicos. Esta variación se cuantificó en función de la diversidad biológica de la población, para lo cual se utilizó el índice propuesto por SHANNON WEINER ⁽⁸⁾, cuya ecuación se sintetiza de la siguientes manera :

$$IBD = - \sum_{i=1}^t \frac{n_i}{N} \lg_2 \frac{n_i}{N}$$

En donde :

- N : Número total de organismos en la muestra
- n : Número de individuos en cada grupo o Familia
- t : Número de grupos o Familias en la muestra.

4 DISCUSION DE RESULTADOS E INTERRELACION DE PARAMETROS

4.1 CALIDAD FISICO QUIMICA

4.1.1 Efluente de la Mina de Carbón " La Riverita "

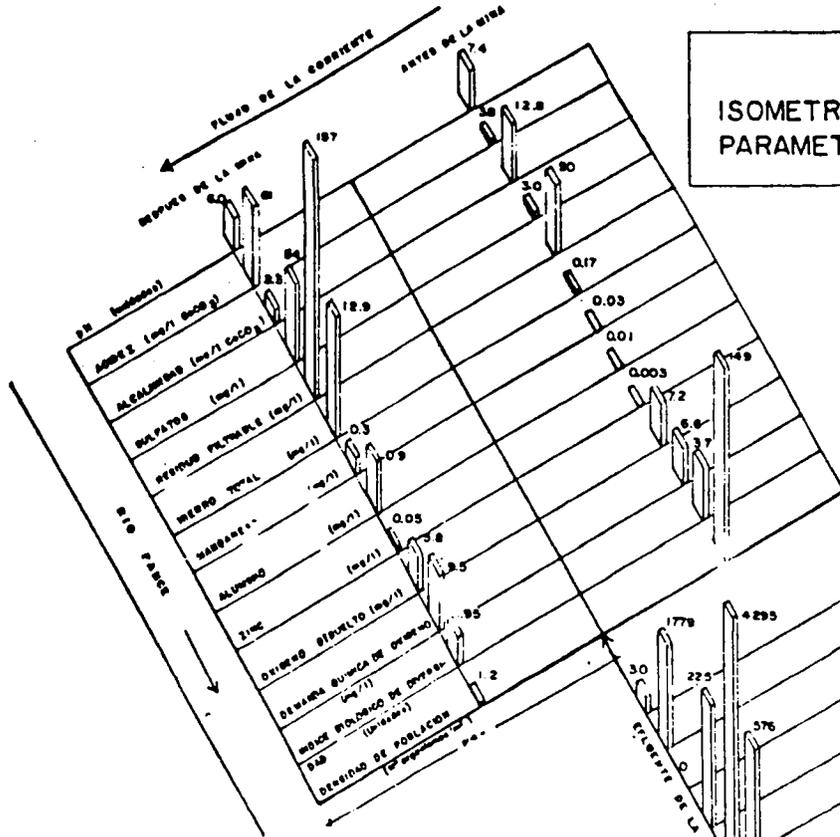
Los resultados de los análisis físico químicos efectuados en el efluente de la mina se hallan consignados en el Cuadro No.1. Adicionalmente, la Gráfica No.2 visualiza esta información mediante

CUADRO No 1

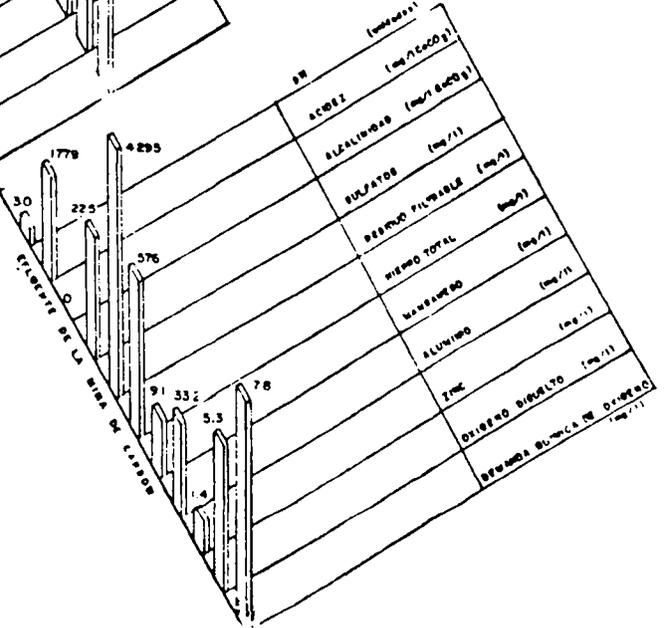
EFLUENTES DE MINAS DE CARBON
EFECTOS SOBRE LA FAUNA BENTONICA Y LA ECOLOGIA DE AGUA DULCE

CARACTERISTICAS FISICO QUIMICAS DEL EFLUENTE DE LA MINA DE CARBON LA RIVERITA
CARACTERISTICAS FISICO QUIMICAS DEL EFLUENTE DE LA MINA DE CARBON LA RIVERITA

CARACTERISTICA	EFLUENTE DE LA MINA									
	1-23-84	3-22-84	5-8-84	5-28-84	6-19-84	12-14-84	1-30-85	2-27-85	Promedio	C.V. %
Temperatura °C	-	-	19.0	19.0	-	19.0	19.0	19.0	19.0	0.00
Color Real Unidades	500	25	50	133	150	50	50	70	128	113.8
Turbiedad FTU	20	25	-	27	25	11	11	20	20	30.7
pH Unidades	3.0	3.3	29	2.8	30	30	2.9	3.2	-	5.1
Alcalinidad Total mg/CaCO ₃	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-
Acidez mg/l CaCO ₃	2526.5	-	1498.5	1533.0	2700.0	1232.0	1584.0	1380.0	1779	30.4
Gas Carbónico libre mg/l	2222.7	1038.4	1320.0	1347.9	2376.0	-	-	1520.0	1637.5	30.0
Residuo Total mg/l	4063.0	4018.0	5072.0	4454.0	5160.0	4085.0	3736.0	4150.0	4342.3	11.1
Residuo Filtrable mg/l	4009.0	4007.4	5062.5	4391.0	5086.0	3978.0	3723.0	4100.0	4294.6	11.2
Dureza Total mg/l CaCO ₃	-	1100.0	1250.0	-	464.8	945.0	850.0	725.0	890.8	30.3
Sulfatos mg/l	-	2350.0	3000.0	3100.0	3280.0	1437.5	1437.5	1120.0	224.6	37.4
Oxígeno Disuelto mg/l	5.80	5.1	5.2	5.9	5.0	4.9	-	4.9	5.3	19.0
DQO mg/l	-	78.7	84.0	80.0	70.4	75.6	70.0	85.0	77.7	7.2
DBO ₅ (20 °C) mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hierro Total mg/l	552.0	564.0	607.0	549.0	583.0	600.0	600.0	556.0	576.4	3.9
Manganeso mg/l	8.0	9.1	-	9.4	9.5	8.8	-	9.1	9.06	3.4
Zinc mg/l	1.15	0.9	1.6	1.8	1.3	1.5	1.2	1.9	1.42	22.6
Aluminio mg/l	29.0	16.0	45.4	37.0	23.6	32.0	41.0	42.0	33.25	28.3



GRAFICA N° 2
ISOMETRIA DE LA QUEBRADA LA SOLEDAD
PARAMETROS FISICO QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS



una isometría que resume el valor promedio de aquellos parámetros que caracterizan el desecho en estudio.

Las principales variables físico químicas que tipifican la calidad del efluente se resumen de la siguiente manera :

En general, la infiltración de la mina es un líquido frfo, pobre en oxígeno disuelto, bastante claro pero coloreado y con un pH bajo, cuyos valores oscilan entre 2.8 y 3.3 unidades.

Como consecuencia de procesos bioquímicos bastante complejos, el hierro es solubilizado a partir de la pirita (FeS_2), generándose la formación de sulfato ferroso y de ácido sulfúrico. Una vez solubilizado el hierro, el ión ferroso puede ser oxidado a férrico mediante la intervención de bacterias del género *Thiobacillus*, proceso de precipitación que también puede ser generado por oxidación e hidrólisis, bajo condiciones específicas del medio ⁽¹⁵⁾.

Corroborando la información anterior, el desecho en estudio presenta, en promedio, valores de hierro total del orden de 576 mg/l. Dadas las condiciones deficitarias en cuanto a oxígeno disuelto y los bajos valores de pH, este hierro, en su gran mayoría, se encuentra estabilizado en forma de hierro ferroso soluble, el cual, a su vez, por ser un compuesto susceptible de oxidación, genera Demanda Química de Oxígeno (70.7 mg/l).

La situación descrita se complementa con el alto nivel de acidez total (1779 mg/l CaCO_3), ausencia de alcalinidad y gran contenido de sales solubles (4295 mg/l de Residuo Filtrable), constituidas especialmente por sulfatos (2.246 mg/l).

El efluente de la mina también presenta metales pesados de efecto tóxico y acumulativo sobre la biota local. Además del hierro, se incluye el manganeso (9.1 mg/l) y elementos que no son comunes en

aguas como zinc (1.42 mg/l) y aluminio (33.2 mg/l), todos ellos con una alta persistencia como puede concluirse por los coeficientes de variabilidad.

Teniendo en cuenta que la mina drena en forma continua, 8.0 l/s en la Quebrada " La Soledad ", la carga contaminante de este desecho es del orden de : 16.6 k/día de hierro total, 0.26 k/d de manganeso, 0.040 k/día de zinc, 0.96 k/día de aluminio, 123.7 k/día de residuo soluble y 2.03 k/día de Demanda Química de Oxígeno.

4.1.2 Quebrada " La Soledad "

Los resultados de los análisis físico químicos verificados en la Quebrada " La Soledad ", antes y después que los desechos de la mina drenen en esta corriente, se hallan agrupados en los Cuadros 2 y 3. Esta información se complementa con la Gráfica No.2 en donde se consigna el valor promedio de aquellos parámetros que presentan las variaciones más significativas como consecuencia de la descarga.

La Quebrada " La Soledad " es una corriente de aguas frías, muy claras y poco coloreadas, con niveles de oxígeno cercanos a la saturación (7.2 mg/l) y mínimo contenido de carga orgánica (0.84 mg/l DBO_5). Carece en todo su trayecto de colectores directos de aguas residuales de origen doméstico.

Esta corriente es débilmente alcalina con un pH que oscila entre 6.7 y 8.1 unidades. Es un cuerpo de aguas blandas (16.6 mg/l $CaCO_3$), poco mineralizado (49.9 mg/l de Residuo Filtrable) y con una alcalinidad en su totalidad de carácter bicarbonática (12.8 mg/l $CaCO_3$).

Los niveles de hierro total que la caracterizan (0.17 mg/l), son poco significativos y los metales pesados como manganeso, aluminio y zinc, apenas han sido detectados en trazas.

CUADRO No 2

EFLUENTES DE MINAS DE CARBON
EFECTOS SOBRE LA FAUNA BENTONICA Y LA ECOLOGIA DE AGUA DULCE

CARACTERISTICAS FISICO QUIMICAS DE LA QUEBRADA LA SOLEDAD
ANTES DEL EFLUENTE DE LA MINA DE CARBON

CARACTERISTICA	ANTES DE LA MINA									C.V. %
	1-23-84	3-22-84	5-8-84	5-28-84	6-19-84	12-14-84	1-30-85	2-27-85	Promedio	
Temperatura °C	21.0	20.5	20.0	21.0	20.0	19	20.5	20.0	20.3	3.0
Color Real Unidades	5	0	0	5	0	5	5	2.5	3	82.4
Turbiedad FTU	5	3	4	5	4	2.2	2.2	2.6	3.5	31.0
pH Unidades	7.5	8.1	7.7	6.8	6.7	7.4	7.4	7.8		6.0
Alcalinidad Total mg/lCaCO ₃	18.2	4.7	14.3	11.6	11.6	14.4	12.3	15.5	12.8	28.9
Acidez Total mg/l CaCO ₃	1.5	14.0	2.8	1.4	1.8	4.3	2.0	2.5	3.8	104.5
Gas Carbónico libre mg/l	1.3	1.2	2.5	1.2	1.6	0.9	1.8	2.2	1.6	31.7
Residuo Total m ² /l	66.0	87.0	86.0	49.0	29.0	43	72	29.5	58.7	38.
Residuo Filtrable mg/l	62.0	76.5	83.5	45.0	25.5	37	-	20.0	49.9	45.8
Dureza Total mg/l CaCO ₃	22.0	22.0	14.0	12.0	14.0	15.7	16.3	17.1	16.6	20.6
Sulfatos mg/l	1.5	1.2	0.8	-	2.0	6.0	6.0	3.5	3.0	68.5
Oxígeno disuelto mg/l	7.4	6.8	7.4	7.4	7.6	7.2	7.4	7.1	7.2	3.2
DQO mg/l	-	7.9	12.0	16.0	7.0	0.2	1.7	1.3	6.6	83.6
DBO ₅ (20 °C)	0.95	1.0	1.5	1.2	0.9	-	0.1	0.2	0.84	56.5
Hierro Total mg/l	0.1	0.2	0.2	0.4	0.2	0.08	0.08	0.1	0.17	59.4
Manganeso mg/l	0.1	0.0	-	0.07	0.0	0.0	0.02	0.0	0.03	122.1
Zinc mg/l	0.0	0.01	0.0	0.0	0.01	0.0	0.0	0.0	0.003	173.2
Aluminio mg/l	0.0	0.0	-	0.0	0.0	0.02	0.0	0.04	0.01	170.0

CUADRO No 3

EFLUENTES DE MINAS DE CARBON
EFFECTOS SOBRE LA FAUNA BENTONICA Y LA ECOLOGIA DE AGUA DULCE

CARACTERISTICAS FISICO QUIMICAS DE LA QUEBRADA LA SOLEDAD
DESPUES DEL EFLUENTE DE LA MINA DE CARBON

CARACTERISTICA	DESPUES DE LA MINA									
	1-23-84	3-22-84	5-8-84	5-28-84	6-19-84	12-14-84	1-30-85	2-27-85	Promedio	C. V. %
Temperatura °C	21.0	20.5	20.0	21.0	20.0	19.0	20.5	20.0	20.3	3.0
Color Real Unidades	2.5	0.0	0.0	5	-	0	0	2.5	1.4	127.5
Turbiedad FTU	23	35	20	20	10	41	41	10	25	47.0
pH Unidades	6.2	6.8	4.9	6.2	6.0	5.4	6.0	6.3		9.1
Alcalinidad Total mg/l CaCO ₃	2.6	-	7.1	2.3	2.4	1.7	4.4	2.9	3.3	58.2
Acidez Total mg/l CaCO ₃	19.7	31.2	60.0	17.2	27.5	185.1	78.3	69.3	61	84.7
Gas Carbónico libre mg/l	17.4	27.4	52.8	15.3	24.2	32.3	3.7	60.3	29.2	61
Residuo Total mg/l	137	235	233	137	124	150	96	162	159	29.4
Residuo Filtrable mg/l	121	211	223	134	113	149	-	148	157	25.5
Dureza Total mg/l CaCO ₃	38.0	58.0	42.0	38.0	44.0	56.6	37.1	57.1	46.3	25.4
Sulfatos mg/l	53.0	75.9	63.3	44.3	-	30.0	50.0	44.0	54.4	19.6
Oxígeno Disuelto mg/l	6.1	5.1	5.7	6.5	6.2	4.8	6.4	5.4	5.8	10.2
DQO mg/l	-	7.9	20.0	16.0	7.0	1.3	-	4.8	9.5	68.0
DBO ₅ (20 °C) mg/l	0.65	1.0	0.8	0.8	0.5	0.0	0.0	0.3	0.51	69.6
Hierro Total mg/l	10.3	16.4	14.3	8.9	12.4	13.0	13.0	15.1	12.93	17.7
Manganeso mg/l	0.2	0.3	-	0.21	0.3	0.35	0.25	0.45	0.29	27.4
Zinc mg/l	0.0	0.03	0.03	0.05	0.05	0.02	0.04	0.06	0.048	49
Aluminio mg/l	0.62	0.55	1.23	0.9	0.9	1.05	0.8	1.5	0.94	31.0

En conclusión, se puede afirmar que, antes de enfrentar la contaminación que le aporta el drenaje de la mina, la Quebrada " La Soledad " exhibe excelentes condiciones físico químicas, lo cual hace el reservorio apto para la sobrevivencia de la biota local y hace posible la utilización del recurso para múltiples propósitos, incluido el consumo humano y doméstico, previa desinfección.

El impacto de esta descarga se puede evaluar comparando la calidad del agua de la Quebrada, antes y después de este agente de contaminación.

Hay variables que sufren cambios drásticos aguas abajo de la descarga, como el pH, hierro total y sulfatos. En términos generales y, con excepción de la temperatura que no presenta ninguna variación, en esta zona la calidad del agua está afectada, en mayor o menor magnitud, en todas sus variables físico químicas.

Al mezclarse las aguas de la infiltración de la mina con las de la Quebrada " La Soledad ", la alcalinidad prácticamente desaparece, el pH se torna débilmente ácido (6.0 unidades) y se incrementa el gas carbónico libre, compuesto químico que en este rango de pH se halla en equilibrio con el bicarbonato.

A pesar de la dilución que se opera en el desecho, la Quebrada aumenta su nivel de hierro (12.93 mg/l). Dadas las características de la corriente en cuanto a condiciones de pH y alcalinidad, hay una precipitación hidrolítica del ión férrico a hidróxido férrico que se motiva en la imposibilidad físico química de mantenerse aquel en solución.

Como el desecho de la mina aporta gran cantidad de hierro ferroso iónico, este va siendo oxidado a ión férrico, mediante una reacción lenta, aguas abajo de la descarga. Reacciones similares se llevan a cabo con relación al manganeso afluente en la corriente. Por tal

razón, los hidróxidos y óxidos férricos y mangánicos insolubilizados, se depositan en el lodo bentálico y sobre las piedras del lecho de la corriente, que exhiben una capa pardo rojiza que enmascara el color natural de las piedras imprimiéndole además, turbiedad y color al agua, aspectos desfavorables para el reservorio.

Con relación a metales pesados, de efecto tóxico y acumulativo, además del hierro y manganeso, en la corriente aparecen aluminio y zinc en niveles altos.

Otras variables que sufren modificaciones significativas son, el contenido de sales solubles, expresado como Residuo Filtrable y la Demanda Química de Oxígeno. En tal sentido, la corriente se enriquece en cuanto a contenido de sulfato y dureza total y, en cambio, disminuye su nivel de oxígeno para satisfacer la oxidación química del hierro y el manganeso presente.

En conclusión, la calidad físico química del agua de la Quebrada " La Soledad " sufre un impacto muy negativo como consecuencia de los drenajes de la mina de carbón que evacúan en esta corriente.

Teniendo como base las recomendaciones de Entidades internacionales y nacionales encargadas de la Protección Ambiental y el uso del Recurso Hídrico (16) (17) (18), esta corriente está restringida para ser utilizada como fuente para consumo humano y doméstico, uso agrícola, uso pecuario, uso estético y preservación de flora y fauna. Adicionalmente, su tratamiento y adecuación, en caso de necesitarse, será complicado y costoso por la remoción del hierro, manganeso y, en general, los metales pesados presentes.

Se destaca el hecho de que a pesar de la dilución de la Quebrada " La Soledad " en su reservorio final, el río Pance, el impacto de la contaminación ferruginosa repercute sobre esta corriente que aumenta su contenido de hierro total, aguas abajo de esta confluencia.

4.2 CALIDAD BIOLÓGICA

4.2.1 Quebrada " La Soledad "

Los resultados de los parámetros biológicos evaluados en la Quebrada " La Soledad ", antes y después de recibir los drenajes ácidos y tóxicos de la mina de carbón, se hallan consignados en el Cuadro No. 4.

Esta información se complementa con la Gráfica No.2, en donde se hallan resumidos los valores promedios de aquellos parámetros biológicos que presentan las variaciones más significativas en la corriente.

La corriente, aguas arriba del drenaje de la mina, presenta una fauna bentónica muy diversificada. Los organismos recolectados pertenecen a 46 familias de macroinvertebrados. En el grupo predominan aquellos insectos inmaduros que, de manera muy característica, tipifican ambientes de buena calidad ecológica, es decir, aguas frías, claras, saturadas de oxígeno y con baja carga orgánica.

Los principales representantes de este grupo de macroinvertebrados pertenecen a varias familias de Dípteros (27.3%), Ephemépteros (19.5%), Odonatos (16.9%), Tricópteros (13.01%), Hemípteros (7.6%), Platelminfos (6.0%) y Plecópteros (1.3%).

En el grupo de Insectos inmaduros descritos se destacan, en su orden, las Familias Chironomidae, Simullidae, Leptophlebiidae, Siphonuridae, Libellulidae, Coenagrionidae, Aeshnidae, Hidropsychiidae, Phylopotamidae, Belostomatidae, Naucoridae y Perlidae. Las frecuencias de cada una de estas familias, se calculó a partir del inventario acumulado durante el total de muestreos realizados en cada Estación de Muestreo. Cuadro No.4.

C U A D R O No. 4

EFLUENTES DE MINAS DE CARBON
EFFECTOS SOBRE LA FAUNA BENTONICA Y ECOLOGIA DE AGUAS DULCES

FAUNA BENTONICA DE LA QUEBRADA LA SOLEDAD

GRUPOS TAXONOMICOS	ESTACIONES DE MUESTREO																FREC. %		
	ANTES DE LA NIÑA								DESPUES DE LA NIÑA										
	I-23-84	III-22-84	V-8-84	V-28-84	VI-19-84	XII-14-84	I-30-85	II-27-85	TOTAL	FREC. %	I-24-84	III-22-84	V-8-84	V-28-84	VII-9-84	XII-14-84		I-30-85	II-27-85
PHYLUM PLATELMIATA																			
Clase TURBELLARIA	8		5	6	7	8	4	3	41	6.01									0
Orden Tricladida																			0
PHYLUM ANNELIDA																			
Clase OLIGOCHAETA						1	1		2	0.29									2
Orden Plesiothecara																			2
Clase HIRUDINEA						1	2	3	6	0.88									0
Orden Rhynchobdellid																			0
PHYLUM MOLLUSCA																			
Clase GASTEROPODA									3	0.44									0
Orden Basomatophora																			0
Familia Physidae			3						3	0.44									3
PHYLUM ARTHROPODA																			
Clase Insecta									623	91.35									
Orden Diptera									186	27.27									28
Familias Chironomidae	16	3	5	25	10	6	12	8	85	12.46	2		1		3				6
Simuliidae		5	14	15	8		10	26	78	11.44	2		1		2				20
Psychodidae				1				1	2	0.29									1
Drosophilidae				1					1	0.15									1
Fungivoridae	3			1	1				5	0.73									3
Stratiomyidae		1	2		2	4	3	1	13	1.91	1			1					2
Ceratopogonidae				2					2	0.29									2

Orden Ephemeroptera									133	19.50								0	0.00	
Familias Leptophlebilidae	14		12	9		10	19	6	70	10.26										
Ecdyuriidae	2	10		2	3		2		19	2.79										
Ephemeridae	4			6			5	1	16	2.35										
Baetidae						3	2		5	0.73										
Siphonuridae		6	4		6				18	2.64										
Prosopistomidae				2					2	0.29										
Potamantidae				3					3	0.44										
Orden Odonata									115	16.86								7	14.00	
Familias Agrionidae			1			2		5	8	1.17										
Coenagrionidae	6	2			12	3	4		27	3.96	1			1				2	4.00	
Libellulidae	4	12	8		6	9	5	10	54	7.92	1	1			1			3	6.00	
Aeschnidae		6	4	3	4	5	1	3	26	3.81	1					1		2	4.00	
Orden Trichoptera									89	13.05									2	4.00
Familias Hydropsychiidae	11	5	6	4	2	3	9	13	53	7.77		1			1			2	4.00	
Phylopotamidae	12	5			7				24	3.52										
Leptoceridae					4	3	2	1	10	1.47										
Ryacophilidae			1			1			2	0.29										
Orden Hemiptera									52	7.63									3	6.00
Familias Belastomatidae			5		3	4	7	8	27	3.96										
Maucoridae	4	3	1			2		2	12	1.76										
Nepidae	2								2	0.29										
Gelastocoridae			1	1				2	4	0.59										
Pentatomidae		2							2	0.29										
Coreidae		2				1		1	4	0.59					3			3	6.00	
Ligaeidae					1				1	0.15				1				1	2.00	
Orden Coleoptera									34	4.99									3	6.00
Familias Elmidae					2	2		2	6	0.88										
Staphyliniidae					4			2	6	0.88			2						2	4.00
Dryopidae	1								1	0.15										
Elateridae						1	2		3	0.44								1	2.00	
Carabidae			8	3	3	2	1		17	2.49										
Murimidiidae				1					1	0.15										
Orden Lepidoptera									2	0.29									2	4.00
Familias Arctiidae						1			1	0.15										
Noctuidae																				
Mimafalidae									0	0.00				1				1	2.00	
Lyonetiidae											1							1	2.00	

Orden Hymenoptera Familias Vespidae Formicidae				1					1	0.15								0	0.00	
Orden Homoptera Familia Cicadellidae									0	0.00				1				1	2.00	
Orden Plecoptera Familia Perlidae	2					1	5		0	0.00				1				1	2.00	
Orden Neuroptera Familia Coridalidae			1		1				9	1.32								0	0.00	
Orden Orthoptera Familia Blattidae	1					1			8	1.17								2	0.29	
OTROS GRUPOS		3	2				2		2	0.29								1	2.00	
									2	0.29								1	2.00	
									7	1.03								0	0.00	
FAUNA BENTONICA TOTAL	90	63	83	86	86	74	100	98	682	100.00	9	0	5	4	9	20	3	0	50	100.00
NUMERO DE FAMILIAS	15	14	18	18	19	23	21	19	46		5	0	5	2	7	4	3	0	15	
INDICE BIOLOGICO DE DIVERSIDAD (Unidades)	3.46	3.53	3.73	3.37	3.93	4.10	3.89	3.54			2.72	-	2.32	1.50	2.64	0.96	1.58	-		
DENSIDAD (No. organismos/m ²)	13.5	97.5	124.5	150.5	124.7	144.3	210	205.8			2.7	0	1.5	.8	1.8	2	-6	0		

Teniendo como base la estructura y distribución de estas comunidades bentónicas se calculó el índice biológico de diversidad propuesto por Shannon Weiner ⁽⁸⁾ y los grupos de organismos se clasificaron hasta el nivel taxonómico de Familia.

Existe una estrecha correlación entre aquellos ambientes con buenos niveles de oxígeno, baja carga orgánica y ausencia de contaminación tóxica, con índices de diversidad altos, en donde, generalmente, no se presenta el dominio mayoritario de ningún grupo en particular ⁽⁸⁾ ⁽¹²⁾. La buena calidad de las aguas de la Quebrada " La Soledad " sustentan una fauna bentónica, cuyo índice, en promedio es de 3.7 unidades, cifra que corrobora un ambiente ecológico sin perturbaciones de tipo ambiental.

El impacto de los drenajes ácidos y tóxicos de la mina, sobre el cuerpo de agua receptor, produce drásticos cambios en la población bentónica existente. En este nivel, sólo sobreviven el 0.8% de los macroinvertebrados originalmente presentes. Es decir, de 149 organismos por metro cuadrado (No/m^2) sólo subsisten 1.2. Con la relación a la diversidad biológica, esta desciende de 3.70 a 1.95 unidades. Sin embargo hay un hecho muy importante de resaltar :

Si bien es cierto que la densidad y la distribución de las comunidades bentónicas originalmente presentes se modifica y, por ende, la diversidad biológica, este cambio se lleva a cabo conservando la misma estructura, es decir, que en términos generales, la clase de macroinvertebrados es la misma en las dos zonas de la corriente.

En este sentido, se observa que el grupo de los Odonatos, muy sensible a la contaminación orgánica, bajo las condiciones especiales, buen nivel de oxígeno y baja carga orgánica, pueden sobrevivir con mejor éxito a la contaminación tóxica, por lo menos hasta un nivel de desarrollo ninfal, ya que en este trabajo se desconoce cuál es el efecto de este tipo de contaminación en cuanto al desarrollo y madu

rez del estado adulto de los macroinvertebrados presentes.

La discusión anterior también es válida, para otros grupos como Coleópteros y, en menor grado, para Hemípteros y Tricópteros. Los Platelminos, Efemerópteros y Plecópteros, muestran gran sensibilidad a la contaminación tóxica, de igual manera que responden a la polución orgánica (11) (13) (14).

En este estudio se corrobora la apreciación de la autora con relación a la información que el grupo de Dípteros pueden suministrar acerca de calidad de agua. En la corriente, los Dípteros muestran amplia distribución, destacándose la presencia de las Familias Simuliidae y Chironomidae. Este último organismo, en nuestro medio, no se puede catalogar como un buen indicador ecológico de calidad, ya que es un macroinvertebrado de gran ubicuidad en diferente tipo de ambientes.

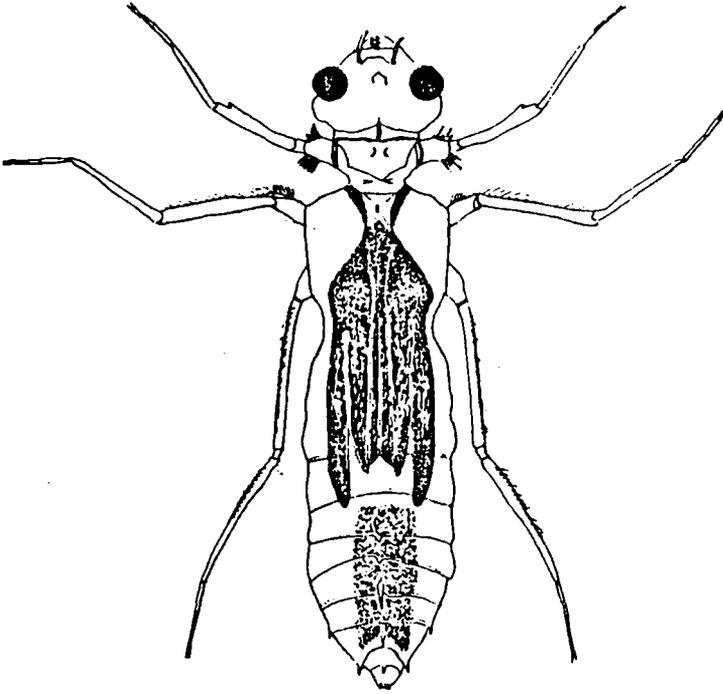
En conclusión la calidad biológica de la corriente en estudio sufre un impacto negativo como consecuencia de los drenajes de la mina de carbón. La acidez y toxicidad de este desecho ejerce un efecto letal sobre la densidad de población. Adicionalmente, su diversidad biológica disminuye pero dentro de la misma estructura, ya que en el reservorio la contaminación tóxica no se halla superpuesta con polución orgánica.

Los Esquemas Nos. 1 a 8 suministran información acerca de la Fauna Bentónica típica de la Quebrada " La Soledad ".

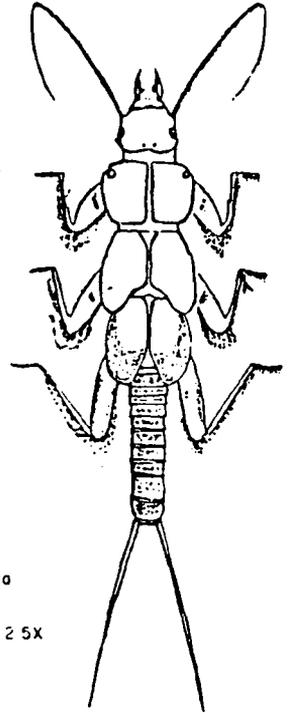
5 CONCLUSIONES

- 5.1 Los desechos líquidos de la explotación minera del carbón se constituyen en una de las más importantes fuentes de contaminación ácida y ferruginosa en cuerpos naturales de agua, problema que puede continuar

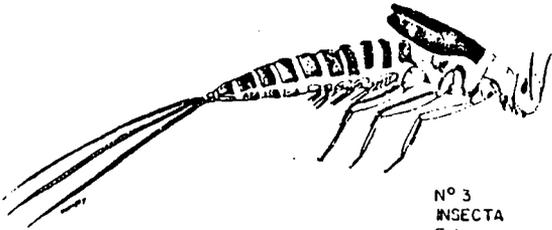
ESQUEMAS
 FAUNA BENTONICA DE LA QUEBRADA LA SOLEDAD



Nº1
 INSECTA
 Odonata
 Libellulidae
 Aumento 5 X

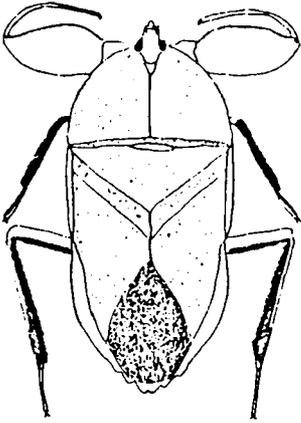


Nº2
 INSECTA
 Plecoptera
 Perlidae
 Aumento 2.5 X

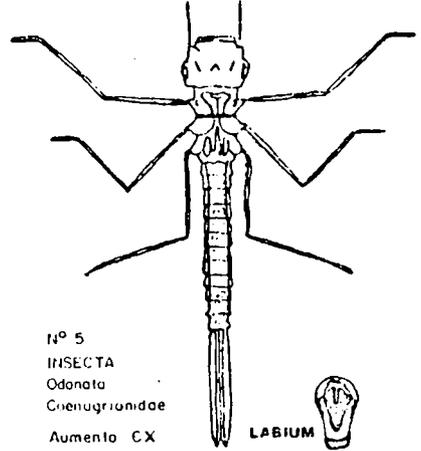


Nº3
 INSECTA
 Ephemeroptera
 Leptophlebiidae
 Aumento 12.5 X

Pablo Díaz



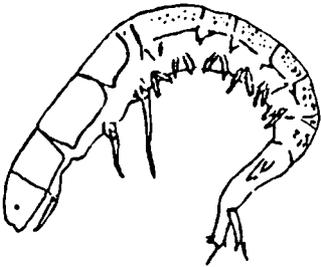
Nº 4
INSECTA
Hemiptera
Belostomatidae
Aumento 3X



Nº 5
INSECTA
Odonata
Zygoptera
Aumento 6X



LABIUM
Aumento 10X



Nº 6
INSECTA
Trichoptera
Hydropsychidae
Aumento 4X



Nº 8
INSECTA
Diptera
Chironomidae
Aumento 6X



Nº 7
INSECTA
Ephemeroptera
Siphonuridae
Aumento 6X

por tiempo indefinido a pesar de que haya suspensión en las operaciones industriales de explotación.

- 5.2 En el efluente de la mina de carbón tipificada, se destacan las siguientes características : Alto contenido de hierro total, alrededor de 570 mg/l, cifra que se encuentra por encima de cualquier valor aceptable; bajo valor de pH que oscila alrededor de 3.0 unidades; alto contenido de acidez mineral fuerte y ausencia de alcalinidad; alto contenido de sales solubles, constituidas especialmente por sulfatos y alto contenido de metales pesados como manganeso, zinc y aluminio.
- 5.3 La descarga líquida de la mina ejerce un efecto negativo sobre la calidad del agua en la corriente receptora. Con excepción de la temperatura, todos sus parámetros físico químicos se afectan en mayor o menor magnitud, generándose cambios extremos especialmente en cuanto a pH, oxígeno disuelto, residuo filtrable, sulfatos, dureza total, alcalinidad y acidez total, hierro total, manganeso, zinc y aluminio.

La contaminación ácida y ferruginosa, superpuesta a la tóxica, hacen esta fuente de agua inutilizable para consumo humano y doméstico, además de limitar cualquier otro uso de la misma, incluso preservación de flora y fauna. La corriente exhibe un aspecto poco estético por la gran cantidad de hidróxidos férricos y mangánicos, precipitados sobre el propio lecho de la corriente. Adicionalmente, el tratamiento y adecuación de este tipo de aguas es complicado y costoso por la remoción del hierro y los metales pesados que posee.

- 5.4 El drenaje tóxico y ácido de la mina induce cambios drásticos sobre las comunidades bentónicas de la corriente receptora, que posee valores de oxígeno disuelto cercanos al nivel de saturación y muy bajo contenido de materia orgánica.

La población bentónica prácticamente desaparece. Después del efluen

te que tiene su origen en la mina sobreviven, en promedio, 1.2 organismos por cada metro cuadrado, de las 149 que habitan en la corriente, aguas arriba del punto de descarga del desecho en referencia.

- 5.5 Las variaciones, en cuanto a calidad físico química, del reservorio en el cual drenan los desechos líquidos de la mina, generan variaciones significativas en cuanto a la diversidad biológica que exhiben las comunidades bentónicas de la zona.

Esta corriente se caracteriza por una fauna bentónica muy diversificada, compuesta por 46 Familias, entre las cuales se destacan aquellos indicadores ecológicos de buena calidad. Su estructura y distribución está tipificada por Dípteros (17.3%), Efemerópteros (19.50%), Odonatos (16.9%), Tricópteros (13.05%), Hemípteros (7.6%), Platelminotos (6.0%) y Plecópteros (1.3%).

El impacto de las descargas mencionadas produce cambios en la comunidad original, cuyo índice biológico de diversidad varía de 3.69 unidades a 1.95. Sin embargo, es importante resaltar que la comunidad del cuerpo de agua disminuye en diversidad pero conserva su estructura básica, típica de ambientes con buenos niveles de oxígeno y pobre carga orgánica.

- 5.6 Los Efemerópteros, Platelminotos y Plecópteros, responden con una gran sensibilidad a la contaminación ácida y tóxica, de igual manera que lo hacen a la polución orgánica. Los Odonatos y Coleópteros, en ausencia de polución orgánica, enfrentan con mejor éxito la contaminación tóxica.
- 5.7 Con relación a los Dípteros, se corrobora su amplia distribución en todo tipo de ambientes, lo cual restringe el uso de estos organismos como indicadores ecológicos de calidad de agua. En este grupo se destacan los crecimientos de Simúlidos, antes y después de que la corriente reciba las descargas de la mina.

- 5.8 La distribución, especificidad y estabilidad que exhiben las comunidades bentónicas, así como también, su densidad de población, con relación a un hábitat particular, confirma el uso de indicadores biológicos como una valiosa herramienta en la evaluación de calidad de corrientes acuáticas, cuya ecología se halla perturbada por factores diferentes a carga orgánica.
- 5.9 A pesar de la dilución de la Quebrada " La Soledad " en su reservorio final, el río Pance, el impacto de la contaminación ferruginosa repercute sobre esta corriente que aumenta su contenido de hierro total, aguas abajo de esta confluencia.

6 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- (1) OLEM, H. 1982. Coal and Coal Mine Drainage. A review. J. Water Pollut. Control Fed. 54 (6). 717-723.
- (2) MURPHY, C.B.; STUART, J.S. 1982. Bioaccumulation and toxicity of heavy metals and related trace elements. A review. J. Water Pollut. Control Fed. 54 (6). 849-854.
- (3) SANTAMARIA L., L.; ORTIZ H., C.A. 1983. Presunta contaminación del Río Pance. Informe Final. Departamento de Procesos Químicos y Biológicos. Universidad del Valle. Cali.
- (4) ZURIGA, Ma. del C.; ORTIZ H., C.A.; DUQUE M., R. 1984. Remoción de Hierro en Desechos Líquidos de Minas de Carbón. Informe Final. Departamento de Procesos Químicos y Biológicos. Universidad del Valle. Cali.
- (5) GLEASON, V.E. 1981. Coal and the Environmental abstract series : Bibliography on disposal of mine and cleaning plant refuse. EPA-600/57-81-107, N.S. Environ. Prot. Agency, Washington, D.C.
- (6) MC DONALD, D.G.; GRANT, A.F. Limestone Lime treatment of acid mine drainage full scale. EPA-600/57-81-033. U.S. Environ. Prot. Agency, Washington, D.C.
- (7) ASTOR, J. 1973. Tubificid. and water quality. A review. Environmental Pollution. 4, 45-44

- (8) HAWKES, H.A. 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. In James A. and Edison, L. (Eds). Biological Indicators of water quality. New York. John Wiley Sons Ltd.
- (9) QUIGLEY, M.A. 1982. Fresh water macro-invertebrates. A review. J. Water Pollut. Control Fed. 54 (6). 868.
- (10) ROLDAN, G. et al. 1973. Efectos de la Contaminación industrial y doméstica sobre la fauna bentónica del Río Medellín. Actualidades biológicas. 2, 54-60. Medellín.
- (11) GAVIRIA, S.M.; RODRIGUEZ, C. 1982. Estudio de la calidad del agua del Río Bogotá, aguas arriba de Tibitó. Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá.
- (12) ZUÑIGA DE CARDOSO, Ma. del C. 1985. Estudio de la Ecología del Río Cali con énfasis en su fauna bentónica como indicador biológico de calidad. Revista AINSA. 5 (1), 63-84.
- (13) -----, 1984. Evaluación de cuerpos de agua mediante el uso de indicadores biológicos de calidad. Informe Final. Departamento de Procesos Químicos y Biológicos. Universidad del Valle. Cali.
- (14) APHA, AWWA, WPCI. 1980. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. Fifteenth Edition. Washington.
- (15) DUGAN, P.R. 1972. Biochemistry of acid mine drainage. In biochemical ecology of water pollution. P. 123-137. Plenum Press. New York.
- (16) ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 1979. A review of the EPA Red Book: Quality criteria for water. Water quality Section American Fisheries Society. Washington, D.C.
- (17) MINISTERIO DE SALUD. REPUBLICA DE COLOMBIA. 1984. Decreto Reglamentario No.1594. Usos del agua y residuos líquidos. Bogotá.
- (18) MINISTERIO DE SALUD. REPUBLICA DE COLOMBIA. 1985. Decreto Reglamentario No.2105. Potabilización del agua. Bogotá.

ACODAL

XXVIII CONGRESO NACIONAL - CUCUTA

**EL USO DE MEDICIONES DE ATP COMO PARAMETRO DE
CONTROL DE PLANTAS DE LODOS ACTIVADOS**

LEANDRO BAROZZI

CALI, 1985

EL USO DE MEDICIONES DE ATP COMO PARAMETRO DE CONTROL DE PLANTAS DE LODOS ACTIVADOS

Leandro Barozzi (*)

RESUMEN

La dificultad de estimar, con confiable exactitud, la cantidad efectiva de biomasa en un sistema de depuración biológica, ha empujado a algunos investigadores hacia el cálculo indirecto de la viabilidad de un lodo por medio de mediciones de consumo de oxígeno disuelto y/o de las actividades celulares de los enzimas que regulan el metabolismo de una biomasa en estado estacionario. Las mediciones de ATP celular pareció ser muy estimulante para algunos investigadores pero desafortunadamente hasta el momento nadie ha sabido correlacionar unívocamente y de manera satisfactoria la viabilidad de un lodo con la actividad del ATP. La incertidumbre sobre el contenido celular de ATP y la imposibilidad de utilizar mediciones de ATP en casos de lodos activados en fase transitoria se debe a un errado enfoque de las funciones de los Nucleótidos de Adenosina en un sistema biológico heterogéneo en fase estacionaria.

En el presente trabajo se dan definiciones alternativas del concepto de viabilidad y algunas hipótesis de trabajo para estimar la viabilidad de un lodo por medio de mediciones calorimétricas.

Quiero agradecer al Profesor Carlos Corredor por las discusiones que hemos tenido sobre el tema y que mucho me han estimulado en el proseguir.

Un agradecimiento también a la Señora Gilma de Arbelaez por su ayuda en la obtención del material bibliográfico.

(*) Profesor Asistente, Universidad del Valle, Departamento de Procesos Químicos y Biológicos, Sección de Saneamiento Ambiental.

1. INTRODUCCION

Uno de los mayores problemas operacionales y de diseño de plantas de tratamiento biológico de aguas residuales es la evaluación de la cantidad de microorganismos realmente efectivos en el sistema. El uso de parámetros como la carga orgánica y/o la edad del lodo se basa usualmente sobre sencillas mediciones de sólidos suspendidos y sólidos suspendidos volátiles en los reactores biológicos. Una pura convención, útil para muchos fines prácticos, pero totalmente insuficiente para describir la realidad de funcionamiento de una planta de tratamiento biológico y para controlar el verdadero "estado de salud" de un sistema biológico. La asimilación de los sólidos suspendidos volátiles al concepto de viabilidad de los microorganismos está muy lejos de la realidad.

Si acatamos la definición (toda microbiológica) de la viabilidad, como la cantidad de células con capacidad de reproducirse en relación al total de células presentes en un sistema biológico y miramos la viabilidad bajo el punto de vista de la Ingeniería sanitaria encontramos una ambigüedad y una contradicción en el término mismo de viabilidad.

Para un biólogo un microorganismo es viable cuando está en capacidad de reproducirse. Pero al Ingeniero sanitario, más que la capacidad de reproducirse interesa la capacidad de oxidar los sustratos orgánicos presentes (28). Es evidente que hay una relación entre la oxidación de sustratos orgánicos y el crecimiento de las células, pero, del punto de vista práctico (de diseño, de costo de operación y de mantenimiento), el Ingeniero sanitario siempre tendrá que maximizar la remoción de sustratos y minimizar la cantidad de lodo de desecho. De este punto de vista solamente una pequeña fracción del lodo total de un sistema de tratamiento biológico se puede considerar activa y con la capacidad de oxidar materiales orgánicos.

2. CRECIMIENTO DE FLOCULOS BIOLÓGICOS Y VIABILIDAD DE LOS MICROORGANISMOS

Para explicar la disminución de viabilidad con la edad del lodo algunos autores han hecho énfasis sobre la acumulación de material inerte, no biodegradable, en los floculos biológicos. Los sólidos suspendidos de las aguas afluentes se acumulan en el sistema, provocando una reducción de la fracción activa de la biomasa. La acumulación de material inerte en los floculos es debido también al constante y continuo proceso de mineralización que tiene cualquier lodo.

Esta verdad experimental no tiene pero ninguna justificación teórica, considerando que, en la definición dada de viabilidad no entra ningún concepto de "material inerte".

Otros autores (5) enfocan el problema de la pérdida de viabilidad de un lodo con el tiempo del punto de vista del decaimiento y muerte de las células. De este punto de vista, no solamente los lodos pierden viabilidad por la muerte de las células sino también por "decaimiento" celular, es decir, incapacidad de cumplir todas sus funciones biológicas.

Aunque esta segunda hipótesis es teóricamente más adecuada para explicar la disminución en el tiempo de la viabilidad de los sistemas biológicos ideales, en la práctica, en las plantas reales, el decaimiento celular, la muerte de los microorganismos y la acumulación de material inerte son factores no separables y de igual importancia en la definición de la viabilidad.

Durante el proceso de formación de los lodos biológicos en una planta de tratamiento, pequeños flóculos bacterianos, recién formados y por lo tanto completamente viables se condensan y se acumulan alrededor de otros flóculos y/o alrededor de partículas de sólidos suspendidos provenientes de las aguas afluentes a la planta y que pueden ser de naturaleza inerte.

También pueden ocurrir fenómenos de absorción de material suspendido y/o coloidal en los flóculos biológicos ya formados. Por lo tanto los flóculos crecen acumulando en su interior tanto material biodegradable como inerte y esta cantidad de sólidos no biodegradables contenidos en los flóculos, junto con el decaimiento y muerte de los microorganismos, contribuye a la disminución con el tiempo de la viabilidad de los lodos.

Simultáneamente a la acumulación de material inerte y a la muerte de los microorganismos, el mismo tamaño del flóculo influye sobre la viabilidad del lodo. La penetración del oxígeno en el interior del flóculo no es total y depende del tamaño del flóculo y de la velocidad de utilización del oxígeno. Es decir, que siempre hay partes de los flóculos, las más internas, donde el oxígeno no llega, o llega en bajas concentraciones, afectando el metabolismo de los microorganismos más internos (10, 44).

Consideraciones y cálculos teóricos sobre la penetración del oxígeno molecular versus el tamaño del flóculo han demostrado que solamente una parte del flóculo biológico aeróbico contiene oxígeno y que esta cantidad de oxígeno que puede penetrar en el interior depende del tamaño del flóculo, de la velocidad de consumo de oxígeno y del grado de mezcla del licor mixto (1) (Figura 1).

La potencia de mezcla, que usualmente no se considera en estudios de viabilidad, resulta aquí muy importante. A mayor turbulencia, mayor tendencia tienen los flóculos a romperse en unidades más pequeñas que aumentan la viabilidad. La Figura 2 resume las conclusiones de varios autores sobre la composición de un lodo activado de una planta municipal de depuración (2,24).

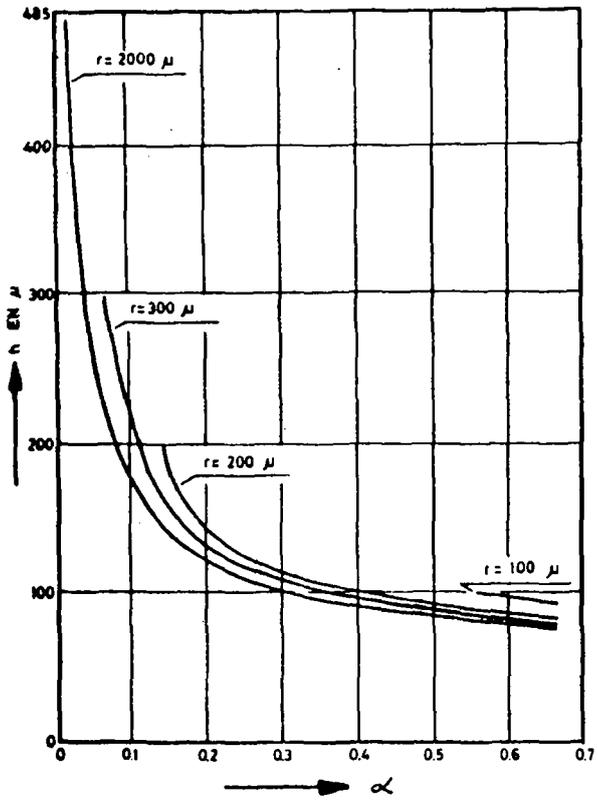


FIGURA 1. Relación entre tamaño de los floculos (r), velocidad de oxidación bioquímica (α) y penetración del oxígeno (h).

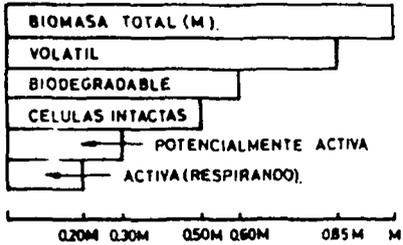


FIGURA 2. Diagrama esquemático de las diferentes fracciones de un lodo activado.

El 85% del lodo está conformado por material volátil, potencialmente activo. Solamente el 20% de este lodo se puede considerar activo, con capacidad de oxidar sustratos orgánicos. Este porcentaje puede bajar, en la realidad, hasta el 4% (2). Esto quiere decir que usualmente se utiliza solamente una pequeña fracción de la potencialidad de una planta de lodos activados.

3. NOTAS TEORICAS SOBRE LAS ACTIVIDADES RELATIVAS DE ATP, ADP Y AMP COMO FACTOR DE CONTROL Y REGULACION ENZIMATICA EN LAS CELULAS

Los nucleótidos de Adenina ATP, ADP y AMP acoplan de manera estequiométrica todas las reacciones metabólicas de una célula viviente. El ATP almacena en un enlace P_~O la energía proveniente de la oxidación de los sustratos orgánicos (reacciones espontáneas con $\Delta G^{\circ} < 0$). La energía así almacenada sirve para llevar a cabo todo tipo de trabajo celular: trabajo mecánico, trabajo de transporte y en especial modo el trabajo biosintético de construcción de nuevo material celular (todas reacciones no espontáneas, $\Delta G^{\circ} > 0$) (Fig. 3).

En cada célula y en cada instante de tiempo la cantidad de energía disponible para el trabajo metabólico es linealmente proporcional a la fracción molar del ATP más media fracción molar del ADP. En términos de concentración se puede escribir:

$$\text{Energía de Carga} = \frac{[\text{ATP}] + \frac{1}{2} [\text{ADP}]}{[\text{ATP}] + [\text{ADP}] + [\text{AMP}]}$$

Los valores de E.C. son una medida de la cantidad de enlace P_~O disponibles en el interior de la célula y puede variar desde el valor cero (todos los nucleótidos de adenina están presentes en forma de AMP) hasta el valor 1 (todos los nucleótidos bajo forma de ATP).

Según algunos autores el E.C. es el parámetro más importante para el control celular de la producción de las enzimas regulatorias que actúan en las vías metabólicas en donde se crea ATP y en donde se utiliza ATP.

Por valores bajos del E.C. las enzimas que regulan la síntesis del ATP son altamente activos. Para valores altos del E.C. prevalece la actividad de las enzimas que regulan las secuencias biosintéticas u otras actividades que requieran energía (Fig. 4).

En la mayoría de las bacterias durante el metabolismo activo el valor de E.C. se estabiliza entre 0.80 y 0.85 (4). Por valores de E.C. comprendidos entre 0.8 y 0.5 las células pueden mantener su viabilidad pero no están en capacidad de crecimiento. Valores de E.C. inferiores a 0.5 son incompatibles con las condiciones mínimas de homeóstasis interna requeridas por la viabilidad y

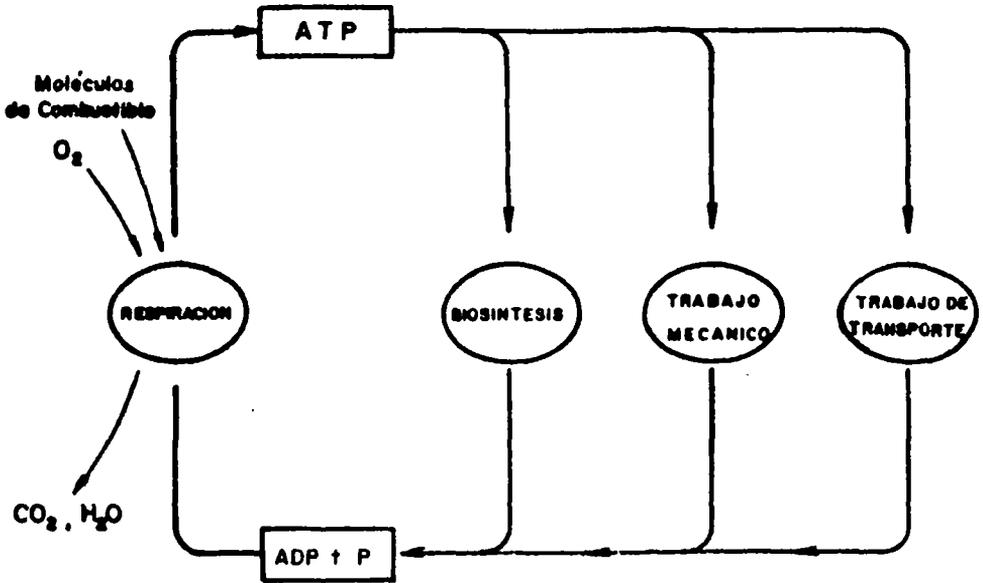


FIGURA 3. La transferencia de energía en las células heterotróficas por medio del sistema ATP-ADP.

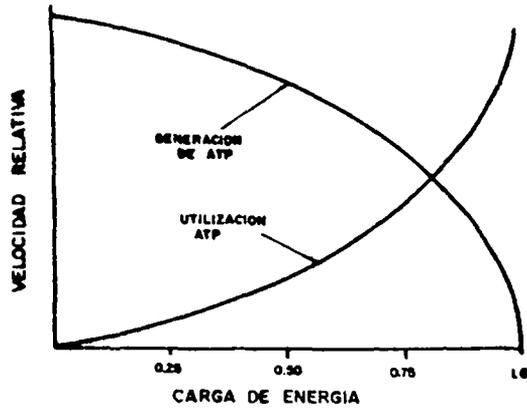


FIGURA 4

conlleven la desintegración de las células.

Valores inferiores de E.C. son compatibles exclusivamente con un tipo de vida "durmiente" y se han encontrado en células de esporas y semillas en donde las enzimas se encuentran desactivadas (por deshidratación u otras causas).

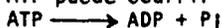
Las concentraciones de la ecuación de la E.C. son reguladas por muchos equilibrios en el interior de la célula.

La formación de ATP ocurre por fosforilación del ADP, mayormente en la cadena respiratoria (en general en cadenas transportadora de electrones) y por cada molécula de ATP sintetizada es necesaria la presencia de una molécula de ADP y una de ortofosfato. Por lo tanto la síntesis de ATP depende de la disponibilidad de ADP y de ortofosfato.

Algunos autores consideran la actividad del ADP como el parámetro más importante para el control enzimático, más importante que el valor de la E.C. Hay que notar que, tomando en consideración este punto de vista, la concentración de ortofosfato debería regular la síntesis del ATP de manera más fina del ADP por la capacidad que tienen las células de excretar o captar del medio ambiente grupos ortofosfatos (25, 53). Además se ha comprobado que hay enzimas que son indiferentes a la actividad celular del ADP y responden solamente al valor de E.C. (4).

El control de la utilización del ATP es mucho más complejo y depende de la disponibilidad de sustrato a fosforilar, de la integración de las diferentes vías biosintéticas que utilizan el ATP y de las necesidades de mantenimiento y transporte de las células.

La descarga del ATP puede ocurrir hasta ADP



o, como en el caso de la activación de los aminoácidos, hasta AMP



De esta manera la utilización cíclica del ATP da como resultado la formación de ADP de AMP y de P_i (los pirofosfatos son velozmente transformados en ortofosfatos), los cuales por acción del enzima Adenilato-quinasa están en equilibrio con ATP:



La constante de equilibrio K depende, entre otras cosas, del pH y de la concentración de Mg^{+2} .

Algunos autores enfocan los valores de K como importante factor de regulación de la actividad enzimática (53).

Probablemente la actividad del ADP, la del P_i, el valor de la Energía de Carga y de la constante de equilibrio de la Adenilatoquinasa, todos son factores que influyen en la regulación de la actividad enzimática.

Los factores de control enzimático podrían complicarse más en poblaciones heterogéneas de microorganismos como son las biomásas de lodos activados por razones de interdependencia de las poblaciones, de presencia de sustratos xenoblóticos, dishomogeneidad del medio ambiente etc. Además las plantas de lodos activados trabajan con biomásas en estado estacionario y se ha observado experimentalmente que los microorganismos en estado estacionario excretan en solución relativamente grandes cantidades de AMP, presumiblemente como consecuencia de la degradación del RNA de las células muertas. Este fenómeno podría afectar las concentraciones de AMP celular por captación (50) del medio ambiente y afectar notablemente los equilibrios entre los nucleótidos de adenina.

4. LA ACTIVIDAD DEL ATP COMO PARAMETRO DE CONTROL DE SISTEMAS BIOLÓGICOS

Algunos autores (3, 16, 23) han investigado la posibilidad de correlacionar la viabilidad de un lodo con la velocidad de respiración. Aunque por altas velocidades de crecimiento bacteriano la correlación respiración/viabilidad es buena, la presencia, en situaciones de grave limitación de sustrato, de células biológicamente activas pero no viables, complica los resultados (3, 23). Experimentalmente se ha demostrado (16) que la contribución a la respiración total por parte de bacterias no viables puede llegar, en condiciones de limitación de sustrato, hasta el 80% del total.

Ni menor suerte han tenido, hasta ahora, todos los intentos de correlacionar la viabilidad de un sistema biológico con la actividad de algunos enzimas que toman parte en los procesos metabólicos bacterianos (18, 19, 20, 21, 22). Enzimas deshidrogenasas, fosfatasas, α -glucosidasa, aril-sulfatasa, L-ala-aminopeptidasa, ureasa, proteasa y otros, han sido ensayados como reveladores de viabilidad. Los datos experimentales, aunque coherentes (20), se han demostrado de naturaleza dudosa para su generalización. En particular:

- Muchos ensayos tienen posibilidades de interferencias en los análisis.
- Todos los ensayos experimentales han revelado una grandísima dependencia del sustrato de las actividades de los enzimas. Es decir que hay demasiada especificidad de los enzimas para los sustratos lo cual rinde los datos cuantitativos de difícil generalización.

- Muy pocos estudios se han hecho sobre la presencia de estos enzimas en solución extracelular y sobre el tiempo de desaparición. No se sabe con seguridad que pasa a los enzimas después de la muerte de la célula y la cinética de su destrucción.
- La diferencia entre enzimas de células viables, enzimas de células no - viables pero biológicamente activa y enzimas de células muertas en fase de destrucción es muy difícil.

La correlación ATP/viabilidad ha parecido muy estimulante para muchos autores debido a la relativa sencillez de la medición analítica (instrumental) y a la no especificidad del sistema ATP/ADP en los procesos metabólicos bacteriano.

Ya desde 1963 Servizi et al. (17, 27) hablan descrito un sistema biológico de lodos activados por medio de cálculos de energía libre del sistema. El propósito era de desarrollar una base racional para entender la conversión de los sustratos en tejido celular en procesos de lodos activados. Usando la hipótesis que la síntesis del lodo sería dependiente de la producción de ATP, los autores han puesto en relación el estado de un sistema biológico y la producción de nuevas células con la energía libre de oxidación de los sustratos. De esta manera cada sistema biológico puede ser descrito por su nivel energético, es decir por la energía libre en juego durante su funcionamiento, es decir por el trabajo máximo que el sistema puede hacer para la síntesis de un nuevo material celular, para el transporte y para el mantenimiento. La producción de ATP ha sido considerada como indicativa de la energía libre que el sistema puede utilizar, es decir que la síntesis de nuevo material celular es proporcional a la cantidad de energía libre almacenada en los enlaces P_{40} de las moléculas de ATP formadas durante el proceso de oxidación de los sustratos orgánicos.

La importancia de estos primeros trabajos sobre los niveles energéticos de las plantas de lodos activados está en el hecho de haber introducido por primera vez el sistema ATP/ADP como parámetro de evaluación de un sistema biológico. Siendo el ATP el elemento acoplador entre las reacciones energéticas y las de síntesis, la introducción del ATP como parámetro de control de un sistema biológico y, más específicamente, como parámetro para medir la viabilidad de un lodo elimina, a nivel teórico más que prácticamente, la contradicción entre un concepto de viabilidad de los microorganismos que implica su capacidad de reproducirse y los intentos de medir esta viabilidad por medio de parámetros que son índices de la capacidad de oxidación que tienen los microorganismos y no de síntesis celular.

El punto de partida de muchos autores que han investigado este problema es que las células pueden existir en dos estados metabólicos; en presencia o en ausencia de sustrato oxidable

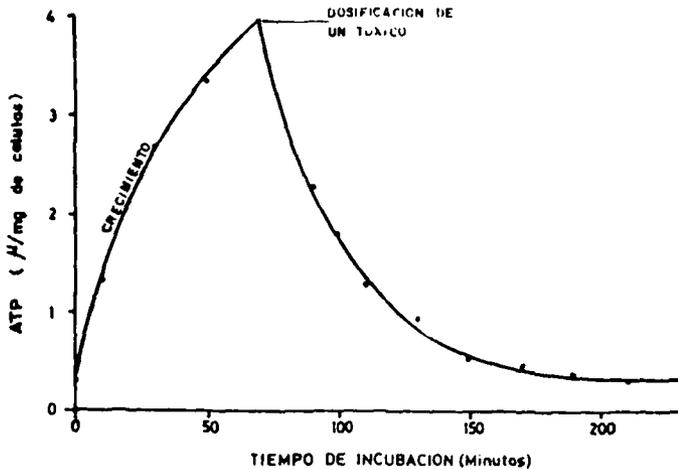


FIGURA 5. Efecto de un tóxico sobre el metabolismo celular .

(respiración endógena). Los niveles metabólicos endógenos deberían ser indicativos de la densidad de una biomasa y los niveles metabólicos en presencia de sustrato debería representar la actividad oxidativa.

En la realidad, la producción de ATP depende, en cada instante, de todo tipo de actividad del microorganismo: oxidación de sustratos orgánicos, síntesis de nuevo material celular, transporte, mantenimiento celular etc. La actividad del ATP en las células bacterianas depende entonces del balance energético que se establece entre la actividad que producen y almacenan energía libre y las actividades que consumen esta energía (y producen ADP). Cualquier modificación de la actividad biológica, cualquier tipo de inhibición de vías metabólicas se refleja inmediatamente sobre la actividad de ATP que, de esta manera, se revela ser un parámetro muy eficaz en mediciones de toxicidad para los microorganismos (Fig. 5).

Que la determinación de la actividad del ATP sea una medida de la "salud" de un sistema biológico está demostrada del uso siempre más frecuente que se hace de estos tipos de mediciones para el monitoreo y control ecológico del medio ambiente y para el control de procesos de desinfección. (9, 34).

Es fuera de discusión que la medición del ATP nos provee de un parámetro para evaluar la actividad de un sistema biológico; mucho menos clara es la relación entre actividad del ATP y viabilidad de los microorganismos.

Aunque se haya encontrado experimentalmente una buena relación entre actividad del ATP y viabilidad (16, 20, 24) la extrema variabilidad de la actividad del ATP en células con baja velocidad de crecimiento una vez más (como en el caso de la velocidad de respiración) nos indica que cuando las células están en fase de privación hay un arreglo interno enzimático y una extrema variabilidad del contenido de ATP. Esta situación es debida probablemente a la aparición de células activas biológicamente pero no reproducibles, no viables de un punto de vista estrictamente biológico.

Además, contrariamente a lo que piensan los autores de algunos trabajos experimentales (9), la correlación entre actividad del ATP y número de bacterias presentes biológicamente activas no es un problema fácil, aún cuando se disponga de los datos de contenido celular de ATP en los diferentes tipos de bacteria. De facto la interacción entre diferentes tipos de bacteria en poblaciones heterogéneas cambia muchísimo el contenido celular de ATP que se puede encontrar en los sistemas homogéneos de microorganismos (31).

Para aumentar todavía más la incertidumbre sobre el contenido celular de ATP en sistemas heterogéneos se puede decir que algunos autores (24) hallaron contenidos constantes de ATP celular por variaciones de carga orgánica (F/M) del sistema, hallazgo que está en desacuerdo con los resultados de otros trabajos experimentales (28).

5. LA ACTIVIDAD DEL ATP COMO PARAMETRO DE CONTROL DE PLANTAS DE LODOS ACTIVADOS

Desde hace algunos años se está intentando el uso de las mediciones de ATP como parámetro de control de plantas de depuración biológica de aguas residuales y un especial enfoque se ha dado al problema del control de plantas de lodos activados.

Una primera razón está en el hecho de que los procesos de lodos activados son altamente energéticos es decir que funcionan con intervalos de cargas orgánicas aplicadas a la biomasa que presuponen una grande actividad metabólica de los microorganismos. Por lo tanto la biomasa de una planta de lodos activados será muy sensible a cualquier cambio metabólico que pueda ocurrir por el cambio de las condiciones de proceso y este cambio metabólico, siendo sencillamente un cambio en los flujos energéticos de la biomasa, muy bien puede ser representado por medio de las variaciones de la actividad del ATP que es el enzima acoplador de

energía en los procesos metabólicos. Una segunda razón se debe al método analítico para la determinación del ATP en la biomasa que es más rápido en comparación con las usuales mediciones de los sólidos suspendidos o de la DQO.

Una tercera y más estimulante razón está en el hecho de estudiar, por medio de determinaciones de ATP, la posibilidad de estimar con la mayor exactitud posible la viabilidad de los lodos de las plantas de tratamiento es decir LA FRACCIÓN DE LA BIOMASA QUE TRABAJA ACTIVAMENTE EN EL PROCESO DE DEGRADACION DE LOS CONTAMINANTES DEL AGUA EN LAS CONDICIONES DETERMINADAS DEL PROCESO.

Una vez resuelto, de parte nuestra y por medio de la definición de arriba, la contradicción entre viabilidad "biológica" (la reproducción) y viabilidad "sanitaria" (oxidación de sustratos) vamos a ver si el parámetro actividad del ATP cumple con sus promesas, si las mediciones de ATP en lodos activados pueden ser usadas para el cálculo de la cantidad de biomasa presente en el sistema.

La figura 6 (8) nos muestra las actividades del ATP en una planta piloto de lodos activados que pasa de una situación de privación a una alimentación de 100 mg/L de DBO₅. La dosificación de DBO₅ en el sistema aumenta notablemente la actividad del ATP en la biomasa, después de un periodo (2 horas) en el cual el ATP disminuye.

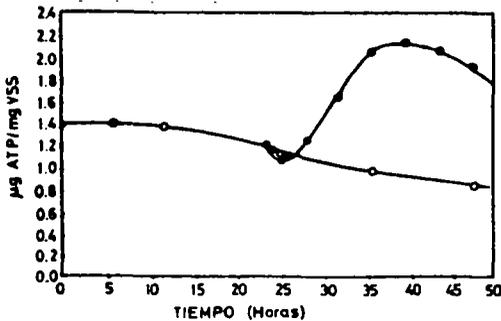


FIGURA 6. Respuesta del ATP en un lodo activado.
 ○ sin alimentación
 ● alimentado

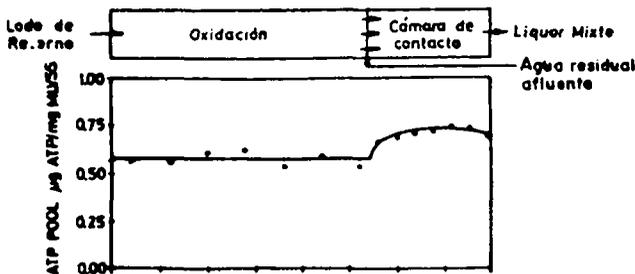


FIGURA 7. Respuesta del ATP en un lodo activado de estabilización por contacto.

Encontramos aquí una situación de "stress" ambiental del sistema biológico (dosificación imprevista de DBO) durante la cual la concentración del ATP no corresponde a la actividad biológica de la biomasa.

La figura 7 (8) muestra los niveles de ATP en la biomasa de una planta de lodos activados de estabilización por contacto. A lo largo del tanque de aireación la actividad del ATP se mantiene constante. La actividad del ATP crece en el tanque de contacto. Los autores han encontrado valores del pool de ATP en lodos activados de 1.4 - 2.0 $\mu\text{g}/\text{mg VSS}$. Lo interesante son los diferentes valores del pool en el caso de sistemas continuos o sistemas discontinuos de alimentación. Un rango de 1.4 - 1.8 en el primer caso; de 1.8 - 2.0 en el segundo caso, indicando entonces una menor actividad biológica en sistemas de alimentación continua. Los autores reportan un valor del 40% de viabilidad de la biomasa en lodos activados, basándose sobre un valor promedio de 2 μg de ATP por mg de células secas. (*)

Chin et al (28), han medido las actividades del ATP de biombras de sistemas de lodos activados (escala laboratorio) con alimentación discontinua y continua. Estos autores encontraron que el contenido de ATP celular depende fuertemente de la velocidad de dilución del sistema (continuo). Los microorganismos de sistemas continuos que operan a altas velocidades de dilución tienen una alta actividad metabólica y una baja actividad de ATP celular. Por el contrario, sistemas continuos de bajas velocidades de dilución muestran de tener una baja actividad metabólica y un alto contenido de ATP. Nada de nuevo. Los autores hallaron una genérica proporcionalidad entre contenido de ATP, concentración de biomasa y velocidad de remoción del sustrato. Además los resultados experimentales de algunos ensayos en discontinuo parecen demostrar que el contenido de ATP de la biomasa en fase endógena depende del estado metabólico que el lodo tenía en fase estacionaria. Parece entonces que el valor constante de 2 μg ATP /célula no se puede aplicar al caso de una biomasa de un sistema de lodos activados y esto complica el propósito de hallar relaciones univocas entre actividad del ATP y viabilidad de los lodos.

La figura 8 (30) recolecta datos experimentales del funcionamiento de una planta de lodos activados convencionales de flujo de pistón (Baltimore City Black River, 20 MGD).

Desde el día 12 hasta el día 18 se bajó el porcentaje de recirculación de los lodos, de un valor del 25% al 8%. El mermar simultáneo de ATP y MLSS indica que este porcentaje de recirculación es insuficiente para mantener un buen nivel metabólico en el sistema

(*) Valor promedio de datos de investigaciones sobre diferentes tipos de bacterias aeróbicas (7).

y para mantener constante la concentración de biomasa en la planta. Se subió entonces el valor de recirculación hasta el 12%. La actividad del ATP y los MLSS empezaron a aumentar.

Muy importante es la observación que la respuesta del ATP ha sido mucho más rápida de la de los sólidos y que, por un determinado periodo de tiempo (2 días), el aumento de ATP está en relación solamente con el aumento de actividad biológica oxidativa y no con un aumento de la densidad de la biomasa.

Este es otro ejemplo de que, en condiciones de "stress" ambiental, la relación ATP/viabilidad se hace complicada. Es un caso inverso a lo de la figura 6 (8); allí la concentración de ATP, en fase de "stress", no correspondía a la actividad bacteriana, las reacciones de síntesis prevalecían sobre las de oxidación. Aquí por el contrario son las actividades de oxidación que prevalecen sobre las de síntesis.

De la figura 8 (30) se puede notar como cada vez que se paraban las bombas de recirculación de los lodos para de nuevo alcanzar una recirculación del 8% hay baja de la actividad del ATP y de la concentración de MLSS. Esto quiere decir que el porcentaje óptimo para mantener constante la densidad de la biomasa en el reactor está comprendido entre los valores del 8% y 12%. Este intento de control de plantas de tratamiento no sale, de todas maneras, de una concepción puramente empírica del uso de las mediciones del ATP.

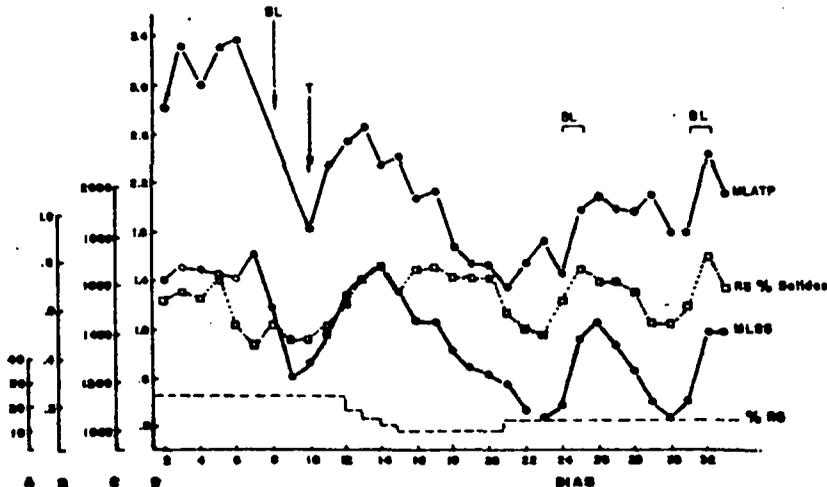


FIGURA 8. Parámetros medidos en la planta de Black River.

- | | | | | | |
|---|---------|-------|--------------------|----|-----------------------|
| A | | RS | % de recirculación | T | = inicio de la prueba |
| B | □.....□ | SS | de RS | BL | = Bombas de lodos |
| C | ○.....○ | MLSS | (mg/l) | | |
| D | ●.....● | MLATP | (μ g/ml) | | |

La figura 9 (30) nos muestra las actividades del ATP en distintos puntos de la planta de Baltimore. El aumento de la actividad del ATP a lo largo del flujo de pistón del reactor no es una señal de aumento de viabilidad (que en teoría tendría que disminuir) sino que indica la prevalencia de reacciones de oxidación sobre las de síntesis, es decir un equilibrio $ATP \rightleftharpoons ADP$ desplazado hacia la izquierda. La figura 9 muestra que las variaciones de ATP parecen estar más relacionadas con la actividad de remoción de la DBO que con las variaciones de las características de la biomasa. Este hecho contrasta con muchas observaciones experimentales de la dependencia del Índice de Volumen de un lodo de su contenido en ATP (11, 29). El aumento de la actividad celular del ATP con el SVI hace pensar a una relación muy estrecha entre la actividad biológica de un lodo y la cantidad de microorganismos filamentosos (12) presentes en los flóculos.

La figura 10 (11) nos muestra un método de control de plantas de lodos activados por medio de mediciones de ATP por diferentes edades del lodo. Un máximo de la actividad del ATP en la biomasa se asocia a un mínimo de la velocidad de sedimentación.

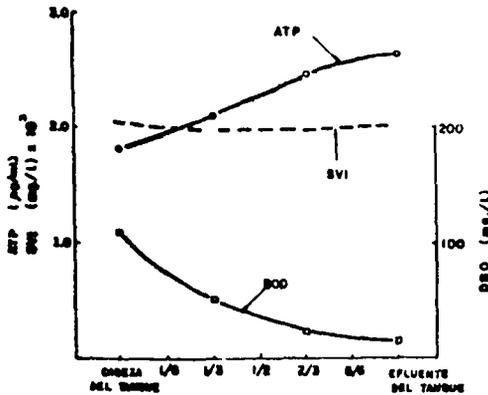


FIGURA 9. ATP, DBO (sedimentada) y SVI en diferentes puntos del tanque de aireación de la planta de Baltimore Black River, USA.

La figura 10 se refiere a la Planta de depuración de lodos activados de Cynon Valley, Mid Glamorgan, USA. Por razones de dificultad de repartición de las aguas afluentes en los ocho tanques de aireación la planta trabaja en dos series de cuatro tanques y muy frecuentemente la sedimentabilidad de los lodos es muy diferente en las dos series. Otros problemas operacionales de la planta es la imposibilidad de una recirculación de los lodos menor que el 0.6% y problemas de variaciones de caudal hidráulico afluente por grandes infiltraciones de agua de lluvia.

Todos factores que influyen sobre la sedimentabilidad de los lodos. Por esa razón los operadores de la planta decidieron utilizar, como control de proceso, el tiempo de retención celular (edad del lodo) en lugar de la carga orgánica aplicada.

Otro ejemplo puramente empírico de control de una planta de lodos activados por medio de las actividades del ATP en la biomasa.

Indudablemente los dos últimos ejemplos son las aplicaciones más interesantes de análisis de ATP para el control de plantas aunque en el caso de la Planta de Cynon Valley no se justifica la compra de un equipo para mediciones de ATP (tiempo de análisis 5 minutos) en comparación con un sencillo cilindro de 1 litro para mediciones de índice de volumen (media hora de tiempo para el análisis).

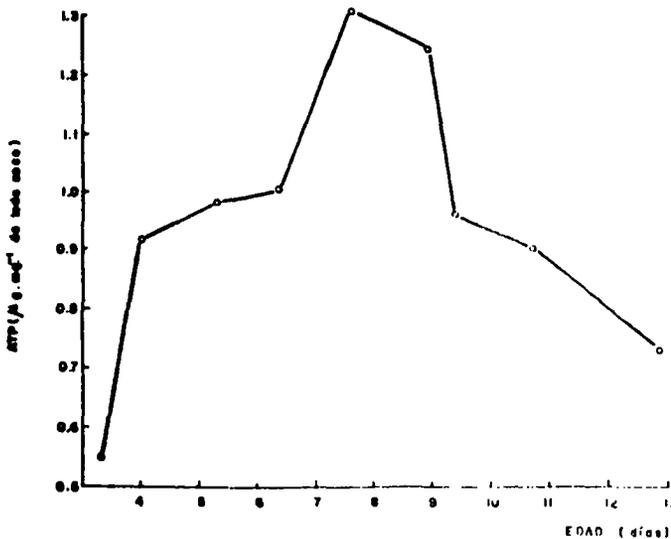


FIGURA 10. Variaciones del contenido celular de ATP con la edad del lodo. Cynon Valley water pollution control works, Mid Glamorgan, USA.

Roe y Bhagart (29) han investigado experimentalmente la relación entre el nivel de ATP y la viabilidad utilizando plantas piloto (escala laboratorio) de lodos activados. La meta de la investigación era de analizar los aspectos biocinéticos y de sedimentación de los lodos usando mediciones de ATP como medida de la biomasa viable. Los autores han utilizado un modelo biocinético desarrollado en 1974 por Grady y Roper (15). Este modelo incorpora el término de viabilidad de la biomasa y se asume que el decaimiento celular era el único responsable de la pérdida de viabilidad. La ecuación de la viabilidad es:

$$v = \frac{X_v}{X_n + X_v} + \frac{X_v}{X_s} = \frac{(1/\theta_{cn} + K_n)}{(1/\theta_{cn} + K_n + d)}$$

Donde: v = Viabilidad (masa/volumen)

X_v = Concentración de biomasa viable en el licor mixto.

X_n = Concentración de biomasa no viable en el licor mixto.

X_s = Concentración total de biomasa en el licor mixto.

θ_{cn} = Tiempo de retención de la biomasa no viable (tiempo).

K_n = Coeficiente de decaimiento de la biomasa no viable (tiempo⁻¹),

d = Coeficiente de muerte de la biomasa viable (tiempo⁻¹).

Se consideró que todo el sustrato se remueve por medio de microorganismos viables, aunque un pequeño porcentaje de sustrato se remueve por acción de microorganismos no viables pero biológicamente activos.

La ecuación de la viabilidad nos dice que la viabilidad, en un determinado sistema biológico, disminuye con el aumento de la edad del lodo, tendiendo asintóticamente hacia un valor constante para bajos tiempos de retención celular, lo cual está perfectamente en regla con la hipótesis de la pérdida de viabilidad debida al solo decaimiento celular. La ecuación no toma en consideración la pérdida de viabilidad debida a la acumulación de material inerte.

La ecuación de la viabilidad es el resultado de la combinación de las ecuaciones del balance de masa de un estado estacionario para la masa viable y para la no viable, y de la ecuación del balance de masa del sustrato soluble:

$$\frac{1}{\theta_{cv}} = \left(\mu_v - K_v - d \right) = Y_{qv} - K_v - d = \frac{W X_v + (F-W) X_{ne}}{X_v V}$$

$$\frac{1}{\theta_{cn}} = \frac{d X_v}{X_n} - K_n = \frac{W X_n + (F-W) X_{ne}}{X_n V}$$

$$q_v = \frac{S_o - S_i}{X_v \theta}$$

- Donde:
- θ_{cv} = Tiempo de retención celular de la biomasa viable
 - $1/\theta_{cv}$ = Velocidad neta específica de crecimiento de la biomasa viable (tiempo⁻¹).
 - $1/\theta_{cn}$ = Velocidad neta específica de crecimiento de la biomasa no viable (tiempo⁻¹).
 - X_{nc} = Concentración de la biomasa no viable en el afluente (masa por volumen).
 - θ = Tiempo de retención hidráulico del tanque de aireación (tiempo).
 - μ_v = Velocidad de crecimiento de la biomasa viable (tiempo⁻¹).
 - K_v = Coeficiente de decaimiento de la biomasa viable debido a metabolismo endógeno, ruptura de células, actividades predatorias de protozoarios (tiempo⁻¹)
 - Y = Coeficiente de rendimiento del crecimiento bacteriano (masa de microorganismos formada por masa de sustrato utilizado).
 - q_v = Velocidad de remoción de sustrato basada sobre la biomasa viable (masa de sustrato removido por masa de células viables por el tiempo).
 - W = Caudal del lodo de deshecho (volumen por el tiempo).
 - F = Caudal afluente (volumen por el tiempo).
 - V = Volumen del tanque de aireación (volumen).
 - S_o = Concentración del sustrato soluble afluente (masa por volumen).
 - S_i = Concentración del sustrato soluble afluente (masa por volumen).

Todas estas ecuaciones pueden ser utilizadas para la descripción cinética de un sistema de lodos activados. El valor de la viabilidad de la biomasa puede ser obtenido dividiendo el término ATP medido-en-la-biomasa/sólidos suspendidos, por la razón ATP/biomasa cuando toda la biomasa es viable, es decir por edad del lodo igual a cero.

La figura 11 (29) nos muestra que el valor máximo hallado por los autores para los sistemas de lodos activados en examen es igual a 5.5 μg de ATP/mg SS, valor notablemente más grande de lo encontrado por otros autores.

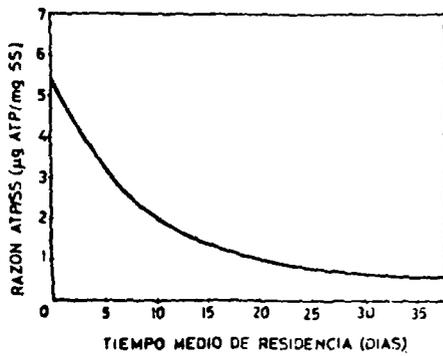


FIGURA 11

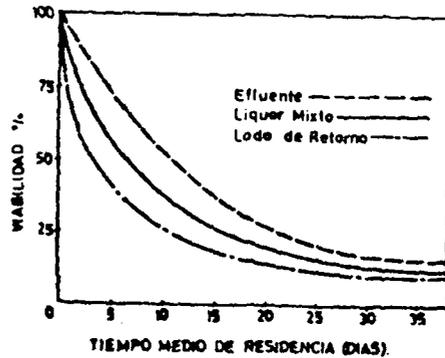


FIGURA 12

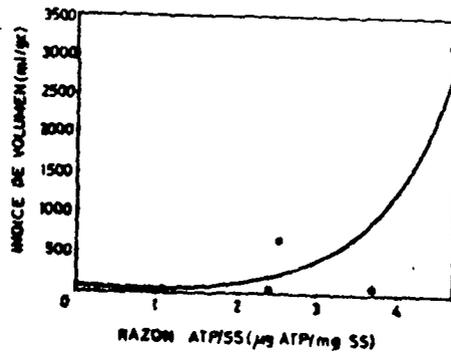


FIGURA 13

La figura 12 (29) muestra que la viabilidad del afluente es más grande que la del licor mixto, porque son los floculos pequeños recién nacidos que se pierden en el afluente. La viabilidad de los lodos de retorno es menor que en el tanque de aireación. La consecuencia más importante de estas diferencias de viabilidades es el continuo acumularse de lodo no viable en el sistema, especialmente en la etapa de clarificación donde puede haber pérdida de viabilidad por condiciones de "stress" ambiental (falta de oxígeno disuelto).

La figura 13 (29) muestra la relación que hay entre el Índice de Volumen y el contenido de ATP del lodo. Por encima del valor de 2 Mg ATP/mg SS, que corresponde a una viabilidad del 35%, el valor del SVI aumenta muy rápidamente y baja la sedimentabilidad del lodo.

6. DISCUSION I. INCERTIDUMBRE SOBRE EL CONTENIDO INTRACELULAR DEL ATP

Hasta aquí la presente investigación bibliográfica ha demostrado que las mediciones de la actividad del ATP en la biomasa de sistemas de lodos activados sirven como parámetro de la actividad biológica en operaciones de control puramente empíricas. La respuesta del ATP a cualquier cambio metabólico durante el proceso de depuración biológica es más rápida y más sensible de las comunes mediciones de sólidos suspendidos pero no difiere mucho, del punto de vista de su utilidad empírica, de una buena medición de la velocidad de respiración (51).

El problema práctico y teórico, es pasar de las actividades del ATP a la viabilidad de la biomasa. Algunos autores calculan el valor de la viabilidad de los microorganismos dividiendo la cantidad total de ATP de la biomasa por la cantidad promedio de ATP contenido en una célula bacteriana, cantidad que se considera constante por cada especie celular y por lo tanto también en una población heterogénea bacteriana como la de los lodos activados.

Sin considerar las grandes diferencias en los valores experimentales de la actividad celular del ATP hallados en diferentes trabajos experimentales, se pueden hacer las siguientes observaciones:

- a. Si las mediciones del contenido celular del ATP se hacen en células en fase de privación (como en la referencia 8), la primera observación que hacer es que en esta fase las mediciones de ATP serían solamente la medida de la capacidad de sobrevivencia de las células (3) y no de su viabilidad y además esta capacidad de sobrevivencia parece depender de la velocidad de crecimiento que las células habían tenido antes de entrar en fase de privación (28).
- b. Si las mediciones del ATP se hacen en células en fase de crecimiento la incertidumbre resulta todavía mayor. Se ha

demostrado que el contenido de ATP de la biomasa depende del nivel de oxígeno disuelto en el reactor por bajas concentraciones de O.D., (no estamos hablando de la mayor penetración del O₂ en los flocúlos biológicos sino de la influencia del O.D. sobre las células) (10, 44).

El pH tiene una influencia notable (y también la concentración de Mg⁺²) sobre las actividades del ATP celular especialmente en el intervalo biológico del pH, 5-8, oscilaciones no tan raras en plantas de lodos activados que tienen problemas operacionales. Los valores de pH y de [Mg⁺²] afectan muchísimo el valor de la constante de equilibrio de la enzima Adenilato-quinasa (cfr. pag. vii).



Algunos autores han hipotizado que los niveles del oxígeno endógenos puedan depender de la velocidad de crecimiento de la biomasa, es decir de la historia pasada de las células (38). Otra incertidumbre puede provenir de la evidencia experimental de una grande variabilidad del contenido enzimático de células con baja velocidad de crecimiento (16) debido a la prevalencia de operaciones de mantenimiento celular.

Mediciones de ATP en biomasas en fase de baja velocidad de crecimiento y/o de privación no pueden tener en cuenta situaciones locales de anoxia de los reactores las cuales permitirían a muchos microorganismos pasar del metabolismo oxidativo al metabolismo fermentativo sin pérdida necesariamente de viabilidad de la biomasa. La rápida respuesta del ATP a la reoxigenación demuestra que situaciones transitorias de anoxia no tienen efecto permanentes sobre la viabilidad (10).

Además si la temperatura del sistema de lodos activados aumenta, el rendimiento energético del ATP disminuye. De hecho, frente a la relativa independencia de la temperatura del coeficiente de remoción de sustrato en el rango 4 - 20°C (45), tenemos, aumentando T°, una pérdida de energía útil para la síntesis de nuevo material celular. Esta pérdida en el rendimiento sintético se pone en relación con la mayor síntesis, por altas temperaturas, de material polimérico extracelular que es relativamente poco degradable.

La actividad del ATP en la biomasa ni siquiera es independiente del sustrato, es decir de la composición del agua residual a tratar aunque esta dependencia del ATP del sustrato es probablemente más grande en poblaciones homogéneas que en poblaciones heterogéneas y seleccionadas como las de los sistemas de lodos activados.

Todas las consideraciones hasta aquí expuestas conllevan a la conclusión que es muy difícil salir de un total empiricismo cuando se mide el ATP en biomasas de lodos activados, y la reproducibilidad de los datos de actividad del ATP es muy baja.

Para que las mediciones de las actividades del ATP en dos plantas de lodos activados sean confiablemente reproducibles, los dos sistemas de tratamiento tendrían que tener:

- La misma composición de las aguas afluentes.
- El mismo grado de agitación.
- El mismo contenido de O.D. en el reactor.
- La misma carga orgánica.
- La misma temperatura de proceso.

Sin olvidarse que, a las espaldas de condiciones constantes de operación pueden ocurrir cambios en las poblaciones predominantes de microorganismos.

7. DISCUSION II. LODOS ACTIVADOS EN FASE TRANSITORIA

Donde las mediciones del ATP fallan en su intento de describir un sistema de lodos activados del punto de vista de las variaciones de viabilidad de la biomasa es durante las fases transitorias debidas a cambios en los parámetros de proceso y/o durante las fases de sobrecarga (hidráulicas y/u orgánicas). Desafortunadamente estos son los momentos en donde más necesario se hace el control de la planta, para no bajar su eficiencia de remoción y para no dañar irreversiblemente la biomasa contenida en el sistema. La figura 6 (8) nos había mostrado que inmediatamente después de una sobrecarga de DBO_5 y durante 4-5 horas, la concentración de ATP en la biomasa se quedaba más baja que la de antes de la adición de orgánicos al sistema. Debe notarse que la baja inicial del ATP de los lodos activados en condiciones de "schock" no ha sido reportada en la literatura para culturas bacterianas puras (37).

La figura 14 (6) evidencia muy bien este fenómeno. Es interesante notar que el lodo que había estado aclimatado en discontinuo muestra un tiempo menor de adaptación a la situación de "stress" ambiental que los lodos aclimatados en sistemas continuos. La aparente menor actividad metabólica durante situaciones de sobrecarga orgánica o de "stress" ambiental de las poblaciones bacterianas aclimatadas en continuo comparadas con las poblaciones crecidas en sistemas discontinuos ha sido también reportada por Patterson et al. (8) y en más recientes trabajos calorimétricos (26).

En la realidad la menor actividad metabólica medida por medio del

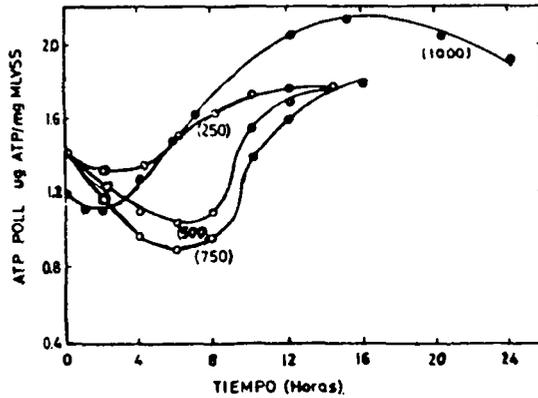


FIGURA 14. Respuesta de ATP a dosificaciones de sustratos. (●) alimentación discontinua, (○) alimentación continua. Planta piloto. (Los números entre parentesis se refieren a las concentraciones de sustrato dosificado el tiempo cero, DBO₅ en mg./l.)

ATP es solo aparente. Se ha encontrado que el coeficiente medio de remoción de sustancias orgánicas parece crecer durante las fases transitorias de sobrecarga orgánica en comparación con lo del estado estacionario (38) y también parece crecer el nivel de la respiración endógena (otro elemento en favor de la dependencia del oxígeno endógeno de la "historia" del lodo). Esta grande demanda de oxígeno es el resultado de la grande actividad sintética de la biomasa.

En el ciclo:



La cantidad de sustrato oxidado depende de la cantidad de trabajo realizado por las células (biosíntesis, transporte y mantenimiento) la mayor parte del cual es de tipo biosintético. El ATP disminuye, aumenta el ADP y el calor de reacción.

Por medio de mediciones calorimétricas Fortler et al. (26) han hallado niveles crecientes de actividad biológica durante la fase transitoria de una sobrecarga orgánica y algunos efectos "acumulativos" en los lodos después de sucesivas adiciones de sobrecargas al sistema.

Los bajos valores de la actividad del ATP celular durante las fases transitorias de sobrecarga se deben únicamente a la intensa actividad biosintética que disminuye los niveles de ATP en

comparación con los del ADP y no se deben a pérdida de viabilidad.

Si a todo eso se añade el hecho de que durante las fases transitorias debidas a sobrecargas orgánicas la biomasa ejerce selectividad en la utilización de los sustratos disponibles (36), definitivamente las actividades del ATP en la biomasa no puede ser utilizado como parámetro de la actividad metabólica y mucho menos como parámetro de viabilidad.

8. CONCLUSIONES E HIPOTESIS DE TRABAJO

Las discusiones I y II de la presente investigación conllevan a la conclusión de que la incertidumbre de todos los autores sobre el contenido celular de ATP en una biomasa heterogénea de microorganismos bajo condiciones aeróbicas, no se debe solamente a las dificultades experimentales sino que principalmente se debe a un errado enfoque teórico de la naturaleza del ATP en los sistemas biológicos.

La búsqueda del "verdadero" o más "exacto" valor de las actividades celulares del ATP presupone que esta molécula sea considerada como un enzima cualquiera, catalizador de una reacción metabólica específica. De hecho la síntesis del ATP y por lo tanto su actividad en una biomasa aeróbica en estado estacionario (lodos activados, lagunas alreadas etc) se debe considerar solo y exclusivamente como un índice de un flujo de energía a través del sistema.

Las aguas afluentes al sistema tienen una energía E_A . Dentro del sistema biológico la parte de E_A que se refiere a los enlaces químicos de las moléculas contaminantes biodegradables se almacena en los enlaces $P=O$ de los nucleótidos de Adenosina para ser utilizada principalmente para la síntesis de nuevo material celular (lodo de desecho) que continuamente se remueve del sistema.

La energía efluente E_L se debe a los enlaces químicos creados por la actividad de síntesis celular. La energía del efluente E_E se debe a los enlaces químicos de compuestos no biodegradables y/o parcialmente degradados por los microorganismos. Otra cantidad de energía E_M sale del sistema con los metabolitos gaseosos (CO_2).

$$E_A \longrightarrow E_M + E_E + E_L + \text{calor} \quad (1)$$

Es decir que la energía contenida en las aguas residuales que ingresan al sistema biológico se divide, durante el proceso, en cuatro componentes E_M , E_L , E_E y en calor, resultado de la degradación de todo tipo de energía durante las transformaciones metabólicas.

Utilizando este tipo de enfoque energético, las mediciones de la actividad del ATP en la biomasa, así como han sido hechas por todos los autores considerados en esta investigación, nos darían solo y exclusivamente una medida de la cantidad de energía química de los sustratos afluentes que se encuentra almacenada (en el instante del muestreo) en la biomasa como resultado de un flujo continuo de energía a través del sistema. La cantidad de ATP presente en cualquier momento en la biomasa depende de la historia pasada y de las condiciones presentes del sistema. Un aumento de la actividad del ATP no necesariamente significa un aumento de la viabilidad de la biomasa sino una disminución de las actividades de trabajo celular que gastan ATP. Es decir que, en el momento determinado del muestreo, la energía "sacada" del afluente es mayor de la energía "gastada".

Una disminución de la actividad del ATP significa una prevalencia del trabajo de síntesis (y/o de transporte) sobre el trabajo de oxidación del sustrato. Es decir que la actividad del ATP nos proporciona un dato mediante el cual podemos hacer un diagnóstico del estado metabólico del sistema, pero seguramente no nos da informaciones confiables sobre la cantidad de microorganismos viables del sistema.

El único factor que realmente podría darnos informaciones sobre la cantidad de biomasa viable sería el flujo de energía a través del sistema. Un aumento de viabilidad de la biomasa conllevaría a un aumento del flujo de energía. Cuanto mayor sea esta cantidad de energía (por unidad de masa de los microorganismos) que puede pasar a través del sistema tanto mayor será la viabilidad de la biomasa.

En esta nueva definición de viabilidad no puede entrar el ATP que corresponde solamente a la parte de energía que es almacenada y disponible para hacer trabajo químico. Sería como asignar a cada persona una determinada cantidad de dinero en su billetera y después intentar medir la población por medio de una medición instantánea de la cantidad de dinero circulante.

Usando entonces esta nueva definición energética de viabilidad, un aumento de viabilidad de un sistema biológico corresponde a una disminución de la resistencia de la biomasa al flujo de energía o, mejor dicho, a un aumento de la capacidad que tiene la biomasa de recibir energía de los sustratos afluentes y de transformarla en metabolitos y nuevo material celular sedimentable. Esta definición de viabilidad corresponde perfectamente a la tarea de una biomasa cualquiera en un sistema biológico de depuración de aguas residuales.

Para que el problema pueda bajar de la teoría a la experimentabilidad tenemos que elegir, entre las muchas formas de energía, una que sea:

a. De fácil medición

b. Proporcional al flujo total de energía que pasa por el sistema.

La ecuación (1) nos dice que esta forma de energía puede ser el calor.

En la formación de ATP del ADP durante la fosforilación oxidativa hay degradación de energía bajo forma de calor. Así como también ocurre durante el trabajo biosintético.

En todo fenómeno de transporte la energía química (de los enlaces fosfato del ATP) se transforma en energía cinética. Hay también aquí una degradación de la energía bajo forma de calor y además una transformación de energía química en energía translacional (cinética) que es una forma de energía térmica.

Pérdidas de calor en el sistema se deben al trabajo de expansión de la atmósfera debido a la formación de CO₂ gaseoso.

El resultado entonces de todo tipo de uso que la biomasa hace de la energía almacenada en el ATP es el desarrollo de una cantidad de calor que es el balance entre calor desarrollado y calor cedido.

Los textos de termodinámica aplicada a sistemas biológicos nos dicen que, en primera aproximación, la producción de entropía debido a un cambio químico es proporcional al calor de reacción.

$$\frac{d_1 s}{dt} \approx - \frac{1}{T} \left(\frac{dQ}{dt} \right)_{p,T} \quad (2)$$

(d₁s es el diferencial de la función de producción de entropía en sistemas termodinámicos irreversibles).

En esta aproximación, por lo tanto, la producción de entropía de un organismo viviente puede ser medido por su nivel de calor metabólico. Y si tomamos en consideración este punto de vista, la cantidad de calor desarrollado de una biomasa es proporcional a las moléculas de ATP que se han formado y a la cantidad de moléculas de ATP que se han descargado a ADP + P_i.

La cantidad de calor es proporcional al flujo de energía a través del sistema biológico. Es decir que la cantidad de calor es proporcional a la viabilidad de la biomasa.

BIBLIOGRAFIA

- 1) PASVEER A.; "Research on Activated Sludge: III. Distribution of Oxygen In Activated Sludge Floc". Sew. Ind. waste, 26, 28, (1954).
- 2) ADAMS R.M., ASANO T.; "Removal Mechanism and Design Suggestion for Activated Sludge", Journal WPCF, 50, 1931, (1978).
- 3) STRANGE R.E. et al.; "Effect of Starvation on Adenosine Triphosphate Concentration in Aerobacter Aerogenes". Nature, 55, June 6, (1963).
- 4) CHAPMAN A.G., et al.; "Adenylate Energy Charge In Escherichia Coli During Growth and Starvation". Journal of Bacteriology, 108, (3), 1072, (Dic. 1971).
- 5) COLE H.A. et al.; "The ATP Pool In Escherichia Coli: I; Measurement of the Pool Using a Modified Luciferase Assay". Biochimica et Biophysica Acta, 143, (3), 445, (1967).
- 6) BREZONIK P.L., PATTERSON J.W.; "Activated Sludge ATP: Effects of Environmental Stress". Jour. Sanit. Eng. Div., 97, 813, (Dic. 1971).
- 7) PATTERSON J.W. et al.; "Sludge Activity Parameters and Their Applications to Toxicity Measurement and Activated Sludge". Proceeding 24 th Ind. Waste Conference, Purdue University, 127, (1969).
- 8) PATTERSON J.W. et al.; "Measurement and Significance of Adenosine Triphosphate In Activated Sludge". Environ. Sci. Technol., 9, 961, (1975).
- 9) HOLM-HANSEN O., BOOTH C.R.; "The Measurement of Adenosine Triphosphate In the Ocean and its Ecological Significance". Limnol. Oceanogr., 11, 510, (1966).
- 10) WILLIAMSON K.J., NELSON P.O.; "Influence of Dissolved Oxygen on Activated Sludge Viability". Journal WPCF, 53, (10), 1533, (October 1981).
- 11) STATHAM M., LANGTON D.; "The Use of Adenosine Triphosphate Measurement in the Control of The Activated Sludge Process by the Solids Retention Time Method". Process Biochemistry, 25, (October 1975).
- 12) EIKELBOOM D.H.; "Filamentous Organisms Observed In Activated Sludge" Water Research, 9, 365, (1975).

- 13) ROBERTON A.M., WOLFE R.S.; "Adenosine Triphosphate Pools in Methanobacterium". Journal of Bacteriology, 43, (april 1970).
- 14) GENETELLI E.J.; "DNA and Nitrogen Relationships In Bulking Activated Sludge". Journal WPCF, 39, (10), R 32, (october 1967).
- 15) GRADY C.P.L., ROPER R.E. Jr.; "A Model for the Bio-oxidation Process wich Incorporate the Viability Concept". Water Research, 8, 471, (1974).
- 16) WEDDLE C.L., JENKINS D.; "The Viability and Activity of Activated Sludge". Water Research, 5, 621, (1971).
- 17) SERVIZI J.A., BOGAN R.H.; "Free Energy as a Parameter In Biological Treatment". Journ. Sanit. Eng. Div., SA 3, 17, (June 1963).
- 18) JONES P.H., PRASAD D.; "The Use of Tetrazolium Salts as a Measure of Sludge Activated". Journal WPCF, 41, (11), R 44, (1969).
- 19) KOTZE J.; "Methods for the Determination of Intermediary Enzymes In Mixed Cultures Used for the Purification of Organic Polluted Waters". Water Research, 1, 351, (1967).
- 20) RICHARDS S.R. et al.; "The Comparative Examination of 14 Activated Plants Using Enzymatic Techniques". Wat. Pollut. Control. 300, (1984).
- 21) HANKIN L., SANDS D.C.; "Bacterial Production of Enzymes In Activated Sludge Systems". Journal WPCF, 46, 2015, (1974).
- 22) BANKS C.J. et al.; "Biological and Physical Characterization of Activated Sludge: a Comparative Experimental Study at Ten Treatment Plants". Journal WPCF, 75, (4), 492, (1976).
- 23) WALKER I., DAVIES M.; "The Relationship Between Viability and Respiration Rate In the Activated Sludge Process". Water Research, 11, 578, (1977).
- 24) UPADHYAYA A.K., ECKENFELDER W.E. Jr.; "Biodegradable Fraction as an Activity Parameter of Activated Sludge". Water Research, 9, 691, (1975).
- 25) KHANNA P.; "Enumeration and Differentiation of Water Bacteria with Phosphorus-32". Journal WPCF, 45, (2), 262, (feb. 1973).
- 26) FORTIER J. et al.; "Calorimetric Studies of Biodegradation Processes In Biological Waste Water Treatment", Journal WPCF, 52, (1), 89, (January 1980).

- 27) SERVIZI J.A., BOGAN R.H.; "Thermodynamic Aspects of Biological Oxidation and Synthesis". Journal WPCF, 36, 607, (may 1964).
- 28) CHIU S.Y. et al.; "ATP Pools In Activated Sludge". Journal WPCF, 45, (8), 1747, (august 1973).
- 29) ROE P.C. Jr., BHAGAT S.K.; "Adenosine Triphosphate as a Control Parameter for Activated Sludge Processes". Journal WPCF, 54, (3), 244, (march 1982).
- 30) LEVIN G.V. et al.; "Methodology for Application of Adenosine Triphosphate Determination in Waste Water Treatment". Environ Sci. Technol. 9, (10), 961, (october 1975).
- 31) KAO I.C. et al.; "ATP Pools In Pure and Mixed Cultures". Journal WPCF, 45, (5), 926, (may 1973).
- 32) CHIA SHUN SHIH, STACK V.T. Jr.; "Temperature Effects on Energy Oxygen Requirements in Biological Oxidation". Journal WPCF, 41, (11), Part 2, R 461, (nov. 1969).
- 33) HERNANDEZ E., JOHNSON M.J.; "Energy Supply and Cell Yield in Aerobically Grown Microorganisms". Journal of Bacteriology, 94, 996, (october 1967).
- 34) TIFFT E.C., SPIEGEL S.J.; "Use of Adenosine Triphosphate Assay In Desinfection Control". Environ. Sci. Technol., 10, (13), 1268, (dic. 1976).
- 35) ATKINSON B.; "Biochemical Engineering and Biotechnology Handbook, Mac Millan Publishers Ltd, U.K., 1983.
- 36) GAUDY A.F. Jr., GAUDY E.T.; "Microbiology for Environmental Scientist and Engineers, McGraw-Hill Book Company, 1980.
- 37) SELNA M.W., SCHROEDER E.D.; "Response of Activated Sludge Processes to Organic Transient. II. Stoichiometry". Journal WPCF, 51, (1), 150, (January 1979).
- 38) ADAMS E.C., ECKENFELDER W.W. Jr.; "Response of Activated Sludge to Organic Transient Loadings". Journ. Sanit. Eng. Div., SA 2, 333, (april 1970)
- 39) RAO B.S., GAUDY A.F. Jr.; "Effect of Sludge Concentration on Various Aspects of Biological Activity in Activated Sludge". Journal WPCF, 38, (5), 794, (may 1966).
- 40) METHODS OF ENZYMATIC ANALYSIS. Vol. 4, Academic Press 1963.
- 41) METHODS OF ENZYMATIC ANALYSIS. Vol. 4, Academic Press, 1974.

- 42) METHODS OF BIOCHEMICAL ANALYSIS. Vol. 1, Interscience Publishers Inc., N.Y. 1954.
- 43) METHODS IN ENZYMOLOGY. Vol. 3, Academic Press Inc. Publishers, N.Y., 1957.
- 44) CHAPMAN T.D. et al.; "Effect of High Dissolved Oxygen Concentration in Activated Sludge Systems". Journal WPCF, 48, (11), 2486, (nov. 1976).
- 45) SAYGH B.A., MALINA J.F. Jr.; "Temperature Effects on the Activated Sludge Process". Journal WPCF, 50, (4), 678, (1978).
- 46) LEHNINGER A.L.; Bioenergética, Fondo Educativo Interamericano, USA, 1975.
- 47) ATLAS R.M., BARTHA R.; Microbial Ecology: Fundamentals and Application, Addison-Wesley Publishing Co, USA, 1981.
- 48) AUTORES VARIOS; Selecciones de LA RECHERCHE. Biología Molecular, Hermann Blume Ediciones, Madrid, 1976.
- 49) AUTORES VARIOS; Biología Celular y Molecular, H. Blume Ediciones, Madrid, 1979.
- 50) CHAUDRY I.H., GOULD M.K.; "Evidence for the Uptake of ATP by Rat Soleus Muscle in vitro". Biochim. Biophysica Acta, 196, 320, (1970).
- 51) BENEFIELD L. et al.; "The Effect of Sludge Viability on Biokinetic Coefficient Evaluation". Journal WPCF, 51, (1), 187 (January 1979).
- 52) POLAKIS E.S., BARTLEY W.; "Changes in the Intracellular Concentration of Adenosine Phosphates and Nicotinamide Nucleotides during the Aerobic Growth Cycle of Yeast on Different Carbon Sources". Biochim. Journal, 99, 521, (1966).
- 53) BOMSEL J., PRADET A.; "Study of Adenosine-5'-mono-DI- and Triphosphates in Plant Tissue. IV. Regulation of the Level of Nucleotides, in vivo, by Adenylate Kinase: Theoretical y Experimental Study". Biochim. Biophysica. Acta, 162, (2), 157, (august 1968).
- 54) MOROWITS H.J.; "Entropy for Biologist", Academic Press, N.Y., 1972.
- 55) PRIGOGINE I.; "Introduction to Thermodynamics of Irreversible Processes, Interscience Publishers, 1961.

ACODAL
XXVIII CONGRESO NACIONAL
CUCUTA

CLORACION DE ACUEDUCTOS RURALES Y SU INCIDENCIA
SOBRE LA SALUD DE LA COMUNIDAD

RAMON DUQUE M.
MARIO TABARES C.
MARIA YOLANDA RAMIREZ G.

SANTIAGO DE CALI SEPTIEMBRE DE 1985

CLORACION DE ACUEDUCTOS RURALES Y SU INCIDENCIA
SOBRE LA SALUD DE LA COMUNIDAD

Ramón Duque M.¹
Mario Tabares C.²
Marfa Yolanda Ramírez G.³

RESUMEN

Esta investigación fué realizada por la Universidad del Valle, con la colaboración de la Unidad Regional de Salud de Cali. Se estudiaron las características físico-químicas, bacteriológicas y parasitológicas del agua de cuatro (4) poblaciones rurales del municipio de Cali, antes y después de la aplicación de cloro como desinfectante. Para medir el efecto de la cloración sobre la salud de la comunidad, se realizó una encuesta epidemiológica que determinó la prevalencia de la enfermedad diarreica aguda (EDA) en menores de 5 años.

Los resultados muestran el efecto sobre la calidad bacteriológica y parasitológica del agua por la cloración y los beneficios sobre la salud originados por el tratamiento.

Sin embargo, se hicieron evidentes los problemas de orden técnico y administrativo que dificultan la aplicación de este proceso tan sencillo en la teoría. Por tanto, es necesario encontrar las soluciones mediante el desarrollo de tecnologías de mejoramiento de la calidad de los abastecimientos públicos de agua, con métodos que no requieran, para su operación, de recursos externos o especializados, en la comunidad.

¹ Ingeniero Sanitario. Profesor Asociado

² Ingeniero Sanitario. Profesor Asistente

³ Microbióloga. Profesor Asistente. Facultad de Ingeniería. Universidad del Valle.

INTRODUCCION

Los diferentes diagnósticos de salud de nuestro país han revelado reiteradamente que las enfermedades infecciosas intestinales son la primera causa de enfermedad y muerte de la población infantil [5].

Una de las razones fundamentales por las cuales esta situación ha permanecido invariable obedece a los progresos poco significativos logrados en el país en materias de cobertura de servicios de abastecimiento de agua, en la calidad del agua suministrada por los mismos y en el suministro de sistemas para la disposición correcta de las excretas y las aguas servidas, situación que se agudiza en las áreas semi-urbanas y rurales.

El documento sobre diagnóstico de salud en Colombia, publicado en junio de 1984 por el Ministerio de Salud y la Organización Panamericana de la Salud, establece que :

- . El 81% de la población urbana y el 50% de la rural tienen servicio de acueductos.
- . En disposición de excretas, los porcentajes bajan al 65% y 25%, respectivamente.

. Sólomente el 51% de la población colombiana dispone de agua con algún tipo de tratamiento, valor que se rebajaría dramáticamente si se tomase en cuenta la eficiencia real de estas instalaciones para producir un agua realmente potable [5].

Por tanto, si Colombia quiere obtener las metas establecidas en el Decenio Internacional del Agua Potable y Saneamiento, como una forma de mejorar la calidad de vida de sus habitantes, ha de hacer esfuerzos muy grandes de inversión y además plantear estrategias diferentes a las actuales, especialmente en lo relacionado con el uso de tecnologías para construcción, operación y mantenimiento de obras y en lo tocante con participación comunitaria y educación en salud.

El presente trabajo fué realizado por la Universidad del Valle en asocio con la Unidad Regional de Salud de Cali^[8]. Hace parte de un programa de investigación y desarrollo de las facultades de Ingeniería y Salud, mediante el cual se busca adecuar tecnologías y métodos para mejorar la calidad del agua de los suministros públicos y por tanto la salud de la comunidad, como un aporte de la Universidad a la solución de nuestros problemas.

Es además un apoyo para el proyecto de investigación y promoción de la Filtración Lenta en Arena, cuyos propósitos fueron presentados en el anterior congreso de ACODAL, Barranquilla, 1984 y que se encuentra en ejecución mediante convenios con el Centro Internacional de Referencia (CIR), el Ministerio de Salud, los Servicios Seccionales de Salud de Cauca y Valle del Cauca, Comité de Cafeteros y otras entidades vinculadas con el sector de abastecimiento de agua.

Concretamente se buscó con él, identificar la acción de la cloración del agua sobre la calidad de la misma, como base fundamental para el mejoramiento de la salud de la población. Para el efecto, se estudiaron los suministros de cuatro (4) comunidades rurales del municipio de Cali, en cuanto a su calidad físico-química, bacteriológica y parasitológica, antes de aplicar la cloración. Se tomaron muestras de agua, tanto en época lluviosa como seca, en dos puntos : tanque de almacenamiento y red, para detectar posibles cambios de calidad en las diferentes situaciones.

Posteriormente se aplicó la cloración y se repitió el proceso para medir la calidad de acuerdo con los mismos criterios, con el objeto de observar los cambios producidos por efecto de la adición de cloro.

Para medir el efecto sobre la salud, se realizó una encuesta epidemiológica, tanto antes como después de la cloración, para estimar la prevalencia de la enfermedad diarreica aguda, en la población de menos de 5 años de edad.

Adicionalmente, el trabajo buscaba identificar los principales problemas de orden técnico y administrativo que se presentan en la aplicación de la cloración, en este tipo de comunidades.

Sus resultados ayudarán a definir las líneas de trabajo para encontrar soluciones a estos problemas y para desarrollar tecnologías para el tratamiento de agua que sean eficientes desde el punto de vista de la calidad de la misma y de la aceptabilidad y manejo por parte de la comunidad.

Todas ellas están localizadas en la vertiente oriental de los Farallones de Cali, con sistemas de abastecimiento de agua procedentes de fuentes superficiales de muy poco recorrido y altas pendientes y constituidos por bocatomas, conducción, tanque de almacenamiento y red de distribución, sin ninguna estructura o proceso de tratamiento. Sus principales características físicas y de dotación de servicios de saneamiento se consignan en los Cuadros Nos. 1 y 2.

CUADRO N°1

INFORMACION GENERAL SOBRE LAS COMUNIDADES

LOCALIDAD	POBLACION	FUENTE DE ABASTECIMIENTO	ALTITUD (msnm)	TEMPERATURA MEDIA (°C)	PRECIPITACION ANUAL (ms)	TOPOGRAFIA	VIAS DE COMUNICACION
PICHINDE	321	Río Pichinde	1480	21	1576	Terreno escarpado con pendientes fuertes	A 13 kilómetros de Cali. Vía destapada en condiciones aceptables
LA LUISA	185	Río Meléndez	1180	23	1046	Terreno quebrado con mediana erosión	A 4 kilómetros de Cali. El primer kilómetro pavimentado, el resto destapado en buenas condiciones
LA BUITRERA	1431	Río Lili	1030	24	1383	Terreno escarpado con pendientes fuertes	A 5 kilómetros de Cali. Los 2 iniciales pavimentados, el resto destapado en buenas condiciones
SALADITO	397	Quebrada San Antonio	1500	20	1225	Terreno quebrado con ligera erosión	A 11.5 kilómetros de Cali, sobre la vía al mar

La selección se hizo tomando en cuenta factores como existencia de acueducto, intensidad de uso del mismo, información previa sobre calidad del agua cruda, representatividad del funcionamiento de los sistemas rurales y facilidad para el transporte de las muestras tomadas.

En cada localidad se investigó el estado bacteriológico, parasitológico y físico-químico del agua, tanto antes como después de aplicar la cantidad de cloro

CUADRO N°2

ESTADO SANITARIO DE LAS COMUNIDADES

LOCALIDAD	POBLACION	NUMERO DE VIVIENDAS	ACUEDUCTO		DISPOSICION DE EXCRETAS				DISPOSICION DE BASURAS		
			CON CONEXIONES DOMICILIARIAS	SIN CONEXIONES DOMICILIARIAS	ALCANTARILLADO	POZO SEPTICO	LETRINA	CAMPO ABIERTO	RELLENO SANITARIO	QUEMA	BOTADERO ALBERTO
PICHINDE	321	70	70	-	11	40	15	4	8	30	32
LA LUISA	185	37	35	2	0	22	6	9	0	4	31
LA BUITRERA	1431	297	271	26	61	159	22	55	25	158	114
SALADITO	397	80	80	-	58	17	0	5	0	18	62

necesaria para garantizar la correcta desinfección del agua.

Con el objeto de observar el impacto final de la aplicación de cloro sobre el estado de salud de la población, se hizo un estudio epidemiológico, tomando como base un muestreo para medir la enfermedad diarreica aguda en niños menores de 5 años, tanto antes como después de la cloración.

CONDICIONES DEL MUESTREO

En cada una de las cuatro (4) comunidades se tomaron muestras de agua para análisis físico-químico, bacteriológico y parasitológico, durante el periodo febrero-octubre de 1984, el cual cubrió tanto la época lluviosa como la seca de la región. En enero de 1985 se inició la cloración y nuevamente se tomaron muestras para encontrar los cambios producidos, en junio-julio de 1985.

El muestreo antes de la cloración trató de detectar cambios en la calidad del agua cruda, según si fuera época de lluvias o no. Por esta razón cubrió un período de 9 meses. Al no encontrar diferencias, se decidió hacer el muestreo después de la cloración en cualquier época.

La cloración se hizo mediante la aplicación de hipoclorito de calcio, dosificado con un clorador manual de tipo hidráulico, del sistema de goteo con altura de solución constante, mantenida con un flotador. La aplicación fue hecha en el tanque de almacenamiento para permitir el suficiente tiempo de contacto entre el cloro y el agua antes de su consumo. Tanto el hipoclorito como los equipos de dosificación fueron suministrados por la Unidad Regional de Salud de Cali.

La cloración estuvo bajo vigilancia durante cinco (5) meses y cuando se estimó que estaba estabilizada, se hizo el muestreo, comprobando la dosificación mediante análisis de cloro residual en el sitio, tanto a la salida del tanque de almacenamiento como en la red.

Las muestras se tomaron, durante todas las ocasiones, en el tanque de almacenamiento y en un grifo de la red de distribución, con intervalos que oscilaban entre 1 y 2 semanas, buscando con esto tener una representatividad de la calidad del agua suministrada y consumida por los usuarios del servicio y detectar posibles cambios de ella en los dos sitios.

RECOLECCION DE LAS MUESTRAS

El muestreo para análisis físico-químico se hizo ajustado a lo establecido en los métodos normales de análisis, tomando la precaución de fijar el hierro y el oxígeno disuelto in situ, debido a que las concentraciones de estas sustancias son muy susceptibles a variaciones durante el transporte de las muestras [1].

Las muestras para los análisis bacteriológicos se recolectaron en frascos de borosilicato de sodio previamente esterilizados, con adición de tiosulfato de sodio para neutralizar la acción del cloro, cuando así era requerido. Fueron transportadas al laboratorio debidamente refrigeradas y analizadas en un tiempo no mayor de cuatro (4) horas después de la recolección [1],[6].

Los volúmenes para análisis parasitológico se tomaron a partir de las mismas muestras recolectadas para análisis bacteriológico.

METODOLOGIA DE ANALISIS DE LABORATORIO

Los análisis físico-químicos se efectuaron en el laboratorio de aguas de la Sección de Saneamiento Ambiental de la Universidad del Valle, de acuerdo con las técnicas descritas en los métodos normales para análisis de agua [1].

Las características determinadas en cada muestra fueron :

- . Turbiedad
- . Residuo total

- . Residuo no filtrable
- . Residuo filtrable
- . Alcalinidad total
- . Dureza total
- . Hierro total
- . Oxígeno disuelto
- . Demanda Bioquímica de Oxígeno, 5 días.

Adicionalmente y para determinar la dosificación de cloro, se estableció la demanda de cloro en cada localidad, durante la primera fase del estudio.

En los análisis bacteriológicos se determinaron Coliformes totales, Coliformes fecales y Estreptococos fecales.

Para los coliformes totales se empleó la técnica de los cinco (5) tubos múltiples de fermentación, sembrando series de dilución de la muestra en caldo lauril sulfato, luego en verde brillante para su confirmación y por último en EMB y en agar nutritivo para la prueba completa [1],[2].

Los análisis parasitológicos se efectuaron colocando el sedimento de la muestra centrifugada, en una lámina o porta-objetos para identificación mediante exámenes al microscopio. Todas las muestras se sometieron a tres (3) tipos de técnicas de análisis parasitológicos : directo, por concentración y por coloración [3].

NUMERO DE MUESTRAS

El número de muestras fué estimado haciendo uso de la información disponible sobre la calidad del agua en cada una de las cuatro (4) localidades. Para cada una de las características físico-químicas por determinar, se calculó un número de muestras que permitiera obtener una estimación de su valor promedio, con un grado aceptable de confiabilidad. Este número podría ser ampliado de acuerdo con los resultados obtenidos durante el desarrollo del estudio, pero no fué necesario porque las características mostraron poca variabilidad, tal como se puede observar en los resultados.

ENCUESTA EPIDEMIOLOGICA

Para la realización de la encuesta se recolectó, antes de la cloración, la información sobre el número de habitantes, número de viviendas y distribución de la población por edades. Sobre la base de los registros de la Unidad Regional de Salud de Cali se calculó el número de niños que deberían ser estudiados para estimar la prevalencia de la enfermedad diarreica aguda (EDA), con un 95% de confiabilidad.

La encuesta se hizo mediante la selección al azar de un determinado número de viviendas para luego, en terreno, indagar sobre la presencia de la EDA, en los últimos 10 días anteriores, en niños menores de 5 años, hasta completar el tamaño de la muestra probabilística requerida. En cada vivienda se buscaban los episodios de EDA, definiendo a éstos como la ocurrencia de cinco (5) o más de posiciones durante 24 horas.

Con posterioridad a la cloración se repitió la encuesta, manteniendo el cuidado de hacerla en los mismos sujetos de la primera ocasión. Hubo casos de emigración, pero estos no fueron reemplazados por razones obvias.

RESULTADOS

La calidad físico-química del agua de las cuatro (4) comunidades se muestra en la Tabla Nº1, en forma de valores promedios, separados por sitio, antes y después de la cloración.

TABLA Nº1
CALIDAD FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA
1984-1985

LOCALIDAD	SITIO	EPOCA	TURBIEDAD mg/l SiO ₂	RESIDUO TOTAL mg/l	RESIDUO NO FILTRABLE mg/l	ALCALINIDAD mg/l CaCO ₃	DUREZA TOTAL mg/l CaCO ₃	HIERRO TOTAL mg/l Fe	OXIGENO DISUELTTO mg/l O ₂	D.B.O. ₅ 20°C mg/l DCO
PICHINDE	TANQUE	ANTES	2.1	91	13.4	46	48	0.4	7.5	0.2
		DESPUES	3.8	105	7.7	54	63	0.1	6.7	0.6
	GRIFO	ANTES	2.8	101	13.1	50	51	0.4	7.3	0.3
		DESPUES	4.8	107	4.2	55	64	0.2	7.0	0.5
LA LUISA	TANQUE	ANTES	2.6	67	6.8	28	23	0.5	7.5	0.3
		DESPUES	1.6	78	8.6	28	33	0.1	7.2	0.5
	GRIFO	ANTES	3.2	67	7.9	28	23	0.4	7.8	0.5
		DESPUES	1.7	86	12.2	29	32	0.1	7.1	0.4
LA BUITRERA	TANQUE	ANTES	1.5	69	12.6	28	26	0.2	7.5	0.3
		DESPUES	1.7	72	8.0	28	36	0.2	10.9	0.6
	GRIFO	ANTES	1.9	70	13.1	31	31	0.1	9.3	0.3
		DESPUES	2.4	64	4.7	30	38	0.5	9.3	0.6
SALADITO	TANQUE	ANTES	8.4	107	10.5	52	50	1.2	7.4	0.5
		DESPUES	3.6	117	6.2	54	68	0.5	7.1	0.2
	GRIFO	ANTES	10.2	111	17.3	50	49	1.2	7.8	0.4
		DESPUES	3.5	100	7.8	56	65	0.5	7.0	0.7

Los promedios antes de la cloración han sido calculados sobre la base de 12 muestras tomadas desde febrero hasta octubre, 1984. Los resultados parciales mostraron que no había diferencias significativas en la calidad del agua según fuera seca o lluviosa la estación.

Por esta razón para el muestreo después de la cloración se rebajaron las muestras a 6, tomadas en el período junio-julio, 1985, cuando los acueductos estaban con dosificación de hipoclorito.

Como se observa en la tabla mencionada, no existen cambios sustanciales con respecto a la calidad físico-química del agua durante toda la duración del experimento. Con excepción de algunos valores sobre turbiedad y hierro, todas las demás condiciones permitían la aplicación de cloro sin menoscabo de su capacidad como desinfectante. Es de anotar que todos los datos tuvieron muy poca variabilidad (medida en términos de desviación estándar) y que los valores relativamente altos de la turbiedad y el hierro, en Saladito, antes de la cloración, se debieron a un valor extremo presentado.

Todas las muestras para análisis físico-químicos fueron replicadas para análisis bacteriológicos en los cuales se determinó, además de otras características, la presencia cuantitativa de coliformes totales, coliformes fecales y estreptococos fecales, todos ellos medidos en términos del número más probable (NMP), según la técnica de los tubos múltiples de fermentación [1],[2].

Los resultados se presentan en la Tabla N°2, tomando como representación los valores promedios aritméticos de los NMP obtenidos en las diferentes muestras.

Se prefirió esta estadística sobre el promedio geométrico porque éste tiende a sesgarse hacia los valores menores, lo cual puede distorsionar su interpretación.

TABLA Nº2
CALIDAD BACTERIOLOGICA DEL AGUA
1984-1985

LOCALIDAD	SITIO	EPOCA	COLIFORMES TOTALES MP/100 ml	COLIFORMES FECALES MP/100 ml	ESTREPTOCOCOS FECALES MP/100 ml
PICHINDE	TANQUE	ANTES	770	610	490
		DESPUES	121	15	58
	GRIFO	ANTES	280	150	110
		DESPUES	65	22	134
LA LUISA	TANQUE	ANTES	890	560	270
		DESPUES	15	8	6
	GRIFO	ANTES	810	500	400
		DESPUES	37	6	25
LA BUITRERA	TANQUE	ANTES	1320	550	610
		DESPUES	29	13	25
	GRIFO	ANTES	1050	570	850
		DESPUES	38	23	35
SALADITO	TANQUE	ANTES	3630	1390	2100
		DESPUES	274	136	232
	GRIFO	ANTES	1820	940	790
		DESPUES	117	48	143

Los resultados muestran una situación típica de nuestros acueductos rurales, en donde aún a pesar de disponer de agua de buena calidad físico-química, la calidad bacteriológica, más íntimamente relacionada con la salud de la comunidad, no es aceptable. La aplicación de cloro mejora esta situación pero la

calidad no llega a ser la deseada por problemas que serán analizados más adelante.

Como complemento a la determinación de la calidad bacteriológica del agua, se efectuaron exámenes parasitológicos de todas las muestras de agua tomadas, antes y después de la cloración. Los resultados se consignan en la Tabla N°3.

TABLA N°3
CALIDAD PARASITOLÓGICA DEL AGUA
1984-1985

LOCALIDAD	SITIO	EPOCA	ASCARIS LUMBRICOIDES (HUEVOS)	ENTAMOEBAS HISTOLYTICA (QUISTES)	ENTAMOEBAS HISTOLYTICA (TROFOZOITOS)	ENTAMOEBAS COLI (QUISTES)	COCCIDIAS (OOQUISTES)
PICHINDE	TANQUE	ANTES	0	16.66	0	0	0
		DESPUES	0	0	0	0	0
	GRIFO	ANTES	0	8.33	8.33	0	0
		DESPUES	0	0	0	0	0
LA LUISA	TANQUE	ANTES	8.33	0	0	0	8.33
		DESPUES	0	0	0	0	0
	GRIFO	ANTES	8.33	0	0	0	8.33
		DESPUES	0	0	0	0	0
LA BUITRERA	TANQUE	ANTES	8.33	0	0	0	0
		DESPUES	0	0	0	0	0
	GRIFO	ANTES	8.33	8.33	0	8.33	0
		DESPUES	0	0	0	0	0
SALADITO	TANQUE	ANTES	8.33	8.33	0	16.66	0
		DESPUES	0	0	0	0	0
	GRIFO	ANTES	8.33	0	0	0	8.33
		DESPUES	0	0	0	0	0

Las identificaciones se hicieron por tres métodos (por examen directo, por concentración y por coloración) para buscar protozoarios y helmintos intestinales, ya fueran o no patógenos (como en el caso de la Entamoeba coli) por que, desde el punto de vista epidemiológico, su presencia indica contaminación

fecal [3],[4].

Los datos se dan como porcentajes de las muestras en donde se encontró alguno de los indicadores, por uno o varios de los métodos, con respecto al número de muestras totales. Los parásitos encontrados fueron *Ascaris lumbricoides* (huevos), *Entamoeba histolytica* (quistes y trofozoitos), *Entamoeba coli* (quistes) y *Coccidia*, probablemente *Isospora belli* (ooquistes).

Los resultados antes de la cloración confirman los análisis bacteriológicos y evidencian la contaminación de las aguas por materias fecales.

Después de la cloración, de las 48 muestras analizadas ninguna mostró indicios de contaminación fecal por parásitos. La inmensa mayoría de la literatura técnica sostiene que la acción del cloro, en las concentraciones utilizadas para la cloración de los abastos públicos de agua, no llega hasta los huevos y quistes de parásitos. Por esta razón, no se puede concluir que la diferencia de los resultados parasitológicos, antes y después de la cloración, se deban al cloro agregado [3],[7].

Finalmente y para verificar la incidencia real de la cloración del abastecimiento público de agua sobre la salud de la comunidad, se ejecutó una investigación epidemiológica sobre la prevalencia de la enfermedad diarréica aguda (EDA), en menores de 5 años, antes y después de la cloración. Para éllo se encuestó un número definido de viviendas, cuyo número fué determinado mediante el cálculo de un muestreo completamente aleatorio. Dentro de las viviendas encuestadas se indagó sobre los menores de 5 años y en éstos sobre la EDA. Para

el trabajo se utilizaron los mismos sujetos tanto antes como después de la clo ración. Dada la cercanía a Cali, hubo casos de emigración que lógicamente no fueron tomados en cuenta pero tampoco reemplazados. Esto disminuyó en la prác tica el tamaño de la muestra pero no su significancia.

En la Tabla N°4 se resumen los resultados de la encuesta epidemiológica. La prevalencia de la EDA se da en términos del número de casos, en los últimos 10 días anteriores a la encuesta, sobre 100, haciendo la corrección por la pobla ción que emigró.

TABLA N°4
PREVALENCIA DE EDA
1984-1985

LOCALIDAD	VIVIENDAS ENCUESTADAS				PREVALENCIA EDA (%)	
	Nº	HABITANTES	< 5 AÑOS	< 5 AÑOS %	ANTES	DESPUES
PICHINDE	27	134	16	11.9	15.4	0
LA LUISA	17	91	7	7.7	42.8	14.3
LA BUITRERA	52	270	37	13.7	33.3	5.6
SALADITO	29	130	10	7.7	10.0	10.0

Con excepción de Saladito, en todas las demás poblaciones la diferencia entre los dos índices de prevalencia es estadísticamente significativa.

DISCUSION

Los resultados muestran que la calidad fisico-química del agua de los abastecimientos públicos de las cuatro (4) comunidades es aceptable, aún sin ningún tratamiento.

Esta calidad se mantiene casi invariable, ya sea invierno o verano, gracias a las características de las fuentes que son relativamente pequeñas y de corto recorrido, lo cual facilita su conservación.

Las diferencias entre los promedios (salvo la excepción de Saladito en algunos casos) encontrados antes y después de la cloración no son significativas. Esto permite asegurar que el cloro es lo único que cambia en el agua y por tanto atribuir a este hecho cualquier modificación en lo referente a su calidad bacteriológica.

Las dosis de cloro necesarias fueron calculadas mediante un análisis de demanda de cloro, hecha en laboratorio. Esto es importante porque permitió tomar en cuenta algunos factores que interfieren la acción del cloro como desinfectante, en este caso la presencia de hierro, que es relativamente alto en todas las ocasiones y la demanda bioquímica de oxígeno, indicador de materia orgánica presente en el agua. Por lo demás, todas las otras condiciones, incluso la

turbiedad, permitan esperar una acción bactericida por parte del cloro, agregado como hipoclorito de calcio.

Los resultados bacteriológicos, antes de la cloración, muestran la situación típica de la inmensa mayoría de nuestros abastecimientos. A pesar de que el agua tenga una buena calidad físico-química, aún por efectos de un tratamiento, su calidad bacteriológica es inaceptable. En estas condiciones, el suministro de agua provee los elementos para mejorar el bienestar de la comunidad, sobre todo cuando se tienen conexiones domiciliarias e igualmente permite obtener un ligero aumento en el nivel de salud por efecto de su disponibilidad para el aseo personal y de la vivienda, pero se convierte en un medio de transporte, puerta a puerta, de enfermedades infecciosas intestinales.

Además, la buena apariencia del agua le concede una falsa sensación de seguridad, que hace que la población no tome precauciones para asegurar su potabilidad, con las consecuencias previsibles sobre su salud.

La contaminación fecal fué determinada por los dos indicadores más utilizados (Coliformes totales y Coliformes fecales) pero además se añadió un tercero, los Estreptococos fecales, que muchos autores consideran ser un mejor indicador por su resistencia a las condiciones que encuentra fuera del tracto intestinal de animales de sangre caliente, lo cual le confiere permanencia y por su baja velocidad de reproducción, lo que le da fidelidad.

El efecto de la cloración se hace patente en la calidad bacteriológica, la cual mejora ostensiblemente después de haber sido aplicado el tratamiento. Sin

embargo, los resultados no son completamente los esperados, puesto que aún se conservan rastros de contaminación por materia fecal.

Los resultados encontrados después de la cloración se explican por dos hechos:

- . O existe un período de contacto insuficiente entre agua y cloro o
- . Existe una deficiencia en la concentración de cloro aplicada.

Durante la fase segunda del estudio se comprobaba el cloro residual existente en la red, antes de tomar la muestra para análisis bacteriológico. En algunas ocasiones se midieron niveles por encima de cero (0.0) y a pesar de ésto se encontraron presentes los indicadores, señal de un contacto incompleto. En otras, el cloro residual era de cero (0.0), indicio de una dosificación insuficiente.

Las dos condiciones son evidencia de los problemas de orden técnico y administrativo que se presentan en la ejecución de un programa de desinfección en los abastecimientos públicos de agua. En el caso presentado aquí, se lograron de terminar los siguientes :

- . Fallas en el suministro del hipoclorito de calcio a las comunidades, ocasionadas algunas veces en las restricciones administrativas para adquirir el material y otras en deficiencias en el transporte.
- . El funcionamiento del clorador, a pesar de ser sencillo, requiere de una supervisión continua, de difícil consecución en el medio rural, en donde, en muchas ocasiones no existe una persona encargada en forma permanente de la

atención del sistema de abastecimiento de agua.

- . El dosificador debe trabajar a gravedad y por tanto, es necesario instalarlo en el tanque de almacenamiento que está localizado en un sitio alto y relativamente alejado de las viviendas. Esto entorpece la supervisión. Además el tanque es el único punto en donde se puede garantizar un período de contacto adecuado y se convierte en el sitio obligado de aplicación del compuesto de cloro.
- . En algunas ocasiones el compuesto utilizado se manejó de una manera incorrecta. Se prepararon soluciones demasiado concentradas, lo cual originó la presencia de material en suspensión y taponó los orificios y conductos del dosificador.
- . El dosificador es de difícil calibración y se requiere una capacitación de algún miembro de la comunidad para que haga revisiones periódicas de la dosificación.
- . Esta misma persona debe disponer de medios sencillos para comprobar el nivel de cloro residual en la red y otros puntos del sistema.

A pesar de estos contratiempos se hizo evidente la acción del cloro sobre la calidad bacteriológica y parasitológica del agua. Con respecto a esta última, los resultados demuestran el papel transportador de enfermedades, jugado por el agua sin tratamiento. Los datos de la Tabla N°3, antes de la cloración, no necesitan mayor presentación. Después de la cloración los indicadores parasi

tológicos desaparecen, pero este hecho ha de tomarse con precauciones dado que es comprobada la nula acción del cloro sobre quistes de parásitos. Sin embargo, es necesario investigar un poco más sobre la información obtenida.

De otra parte, los informes parasitológicos apoyan la necesidad de complementar la cloración del agua con otros procesos de tratamiento que incluyan filtración, para lo cual la filtración lenta en arena es una alternativa excelente.

Las consecuencias más halagadoras y prometedoras de la investigación se resumen en la Tabla N°4.

Antes de la cloración, la prevalencia de la EDA presenta valores relativamente altos, notándose que se insinúa una cierta correlación con las condiciones ambientales de las poblaciones, consignadas en el Cuadro N°2. Después de seis (6) meses de aplicación del cloro, la prevalencia disminuye significativamente con excepción de una comunidad, Saladito, en donde permanece sin cambio, lo cual puede indicar la existencia de una componente de la prevalencia de la EDA debida a causas no implicables a la calidad del agua, reforzada esta presunción por el hecho de ser Saladito la de menor prevalencia en las cuatro (4) poblaciones.

Tomadas las cuatro (4) comunidades en conjunto, para compensar los posibles sesgos en cada una de ellas, la prevalencia de EDA pasó de 25% antes de la cloración a 6.4% después del tratamiento, una diferencia significativa.

A pesar de la corta duración de la evaluación, los resultados muestran de una

manera evidente que una práctica tan sencilla como la cloración del agua permite lograr avances en el mejoramiento de la calidad de vida de los habitantes de una comunidad.

A menudo se suele dar poca importancia a la eficiencia de estos métodos sencillos, en parte debido a su misma simplicidad y en parte a la falta de comprobación, en nuestro propio medio, de la eficiencia de su aplicación. Se espera que este trabajo aliente y apoye a todas aquellas personas e instituciones relacionadas con el sector del abastecimiento de agua y del saneamiento para desarrollar programas, como el de la cloración, que mejoren el estado de salud de nuestras comunidades.

La Universidad del Valle está comprometida en un programa de esta naturaleza, cuyo objetivo es el desarrollo de tecnologías y métodos acordes con nuestras condiciones técnicas, sociales y económicas, para mejorar la situación sanitaria de nuestras comunidades. Documentos relacionados con estos propósitos fueron presentados en el pasado Congreso de Acodal, en Barranquilla, 1984, concretamente el " Desarrollo del Programa Nacional de Calidad del Agua en el Departamento del Valle del Cauca " y el " Frente de Investigación y Desarrollo de Tecnología en el campo del Abastecimiento de Agua para consumo humano con énfasis en la Filtración Lenta en Arena " y dentro del cual se incluye el estudio de sistemas de protección bacteriológica del agua, en donde se plantearán métodos para resolver los problemas presentados en este documento sobre la aplicación de la cloración.

RECONOCIMIENTOS

Se agradece la participación y colaboración, para la ejecución del presente estudio, de la Unidad Regional de Salud de Cali, especialmente del personal de las áreas de Saneamiento Ambiental y Epidemiología.

Igualmente a COLCIENCIAS por su participación en la financiación del estudio.

BIBLIOGRAFIA

- [1] AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1980. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 15th. ed. American Public Health Association.
- [2] BORDNER, R. and WINTER, J. (ed). 1978. Microbiological Methods for Monitoring the Environmental. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.
- [3] BOTERO, D.; RESTREPO, M. 1984. Parasitosis humanas. Ediciones Corporación para Investigaciones Biológicas (CIB). Medellín, Colombia.
- [4] NEWELL, K.W.; DOVER, A.S., et al. 1976. Las enfermedades diarreicas de la infancia en Cali, Colombia : Diseño e informe resumido de un estudio sobre los agentes patógenos aislados. Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana. Vol LXXI (1) 28-43.
- [5] OPS/OMS. Ministerio de Salud. 1984. Colombia, Diagnóstico de Salud. Políticas y Estrategias. Bogotá, D.E.
- [6] OPS/OMS. 1980. Procedimientos para la investigación de las enfermedades transmitidas por el agua. Publicación científica No.398. Washington, D.C., E.U.A.
- [7] OPS/OMS. 1980. El control de las enfermedades transmisibles en el hombre. Abram S. Benenson. Publicación científica No.442. Décimo tercera edición. Washington, D.C.
- [8] ARANGO J., S.; DUQUE M., R.; BERGONZOLI, G., et al. 1985. Microbiología y Parasitología de aguas destinadas al consumo humano en áreas semi-urbanas de Cali, antes y después de la cloración. (En preparación).

A C O D A L

XXVIII CONGRESO NACIONAL

Noviembre 21 al 24 de 1985

Cúcuta

" ECUACIONES PARA LA FILTRACION A RATA DECLINANTE "

ANTONIO CASTILLA R.

Santiago de Cali Octubre de 1985

ECUACIONES PARA LA FILTRACION A RATA DECLINANTE

De acuerdo con los estudios realizados (V. Ref. 1 p. 27) sobre este tipo de filtración se puede aceptar la curva exponencial como representativa de este fenómeno cuando se mantiene una mínima variación de nivel en los filtros. Se tiene pues, para un filtro de 1 m² de sección transversal.

$$y' = Y e^{-ax} \quad (1)$$

en donde:

y' = Rata de filtración en mm/s, (lps/m²).

Y = Rata máxima permisible, (lps/m²)

a = Una constante de acuerdo con la curva experimental de filtración.

x = Tiempo en horas, después de iniciada la operación de un filtro recién lavado.

La ecuación anterior corresponde a la operación de un solo filtro. Como para condiciones iguales de lecho filtrante, dosificación y calidad del agua se puede aceptar que todos los filtros trabajan con la misma ecuación, entonces cuando hay N filtros la rata de filtración (en N metros cuadrados) es :

$$y = Y e^{-ax} + Y e^{-a(x+\frac{T_0}{N})} + \dots + Y e^{-a(x+(N-1)\frac{T_0}{N})}$$

que se convierte en:

$$y = Y e^{-ax} \left\{ 1 + e^{-\frac{aT_0}{N}} + e^{-\frac{2aT_0}{N}} + \dots + e^{-\frac{(N-1)aT_0}{N}} \right\} \quad (2)$$

Dado un sistema la expresión entre corchetes es una constante y por tanto

$$y = K Y e^{-ax} \quad (3)$$

en donde y es la rata de filtración en N metros cuadrados, para el total de N filtros y T_0 la jornada del filtro en horas. La ecuación anterior se cumple cíclicamente y se repite en cada jornada de filtración. No tiene en cuenta el periodo de lavado en donde el caudal filtrado aumenta por el incremento del nivel del agua en los filtros, cuando la unidad que se está lavando sale de operación. En este análisis el aumento de nivel en los filtros debido al lavado se considera independientemente. La operación de los N filtros se muestra en la figura 1.

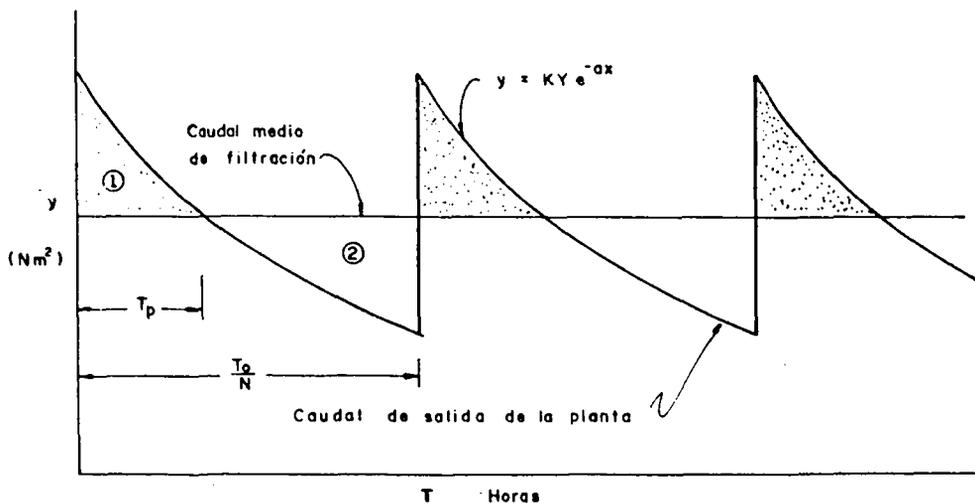


FIG. 1

ECUACIONES PARA LA FILTRACION A RATA

DECLINANTE

ANTONIO CASTILLA R.

RESUMEN:

Se propone un método de cálculo analítico para conocer la variación del nivel del agua en los filtros que funcionan con rata declinante y se presenta un ejemplo de cálculo. En esta forma se puede definir la altura del filtro con una aproximación razonable y se evita el sobre costo de la estructura que resulta de hacer suposiciones demasiado conservativas.

Como se ve en la figura 1 el caudal de salida de la planta es variable pero el valor promedio es igual al caudal de entrada. La zona sombreada de la figura representa una disminución en la altura del nivel del agua en los filtros pero el volumen de agua en exceso que se entrega en la zona (1) es igual al volumen almacenado en la zona (2). Por lo tanto, la variación del nivel en los filtros se calculará con el volumen calculado en la zona (1), definido por el tiempo T_p que es el tiempo que corresponde al caudal promedio de filtración. Dicho valor se puede calcular con el caudal que debe filtrar la planta de potabilización así:

$$x = T_p = - \frac{\ln \frac{y_p}{K Y}}{a} \quad (4)$$

en donde y_p es el caudal promedio para la planta calculado a partir del número de filtros, cada uno de área A , con el caudal Q tratado:

$$y_p = \frac{N Q}{N A} = \frac{Q}{A} \quad , \text{ para } N \text{ filtros de } 1 \text{ m}^2 \text{ cada uno} \quad (5)$$

El valor de y_p debe corresponder al valor promedio de la ecuación (1), así:

$$y_p = \frac{N \int_0^{T_0} Y e^{-ax} dx}{T_0} \quad (6)$$

El volumen de agua almacenado, que corresponde al área sombreada de la figura (1) es:

$$V = (K Y \int_0^{T_p} e^{-ax} dx - T_p y_p) \text{ lps x hora} \quad (7)$$

(para $N \text{ m}^2$)

La variación H del nivel del agua en los filtros que corresponde al volumen anterior es :

$$H = \frac{V}{N} \quad (8)$$

El valor de H es pequeño cuando el número de filtros es grande, $N > 8$.

Si se permite que el almacenamiento se reparta en toda la planta y no sólo en los filtros se obtiene un valor pequeño para cualquier número de filtros:

$$H_p = \frac{H \times A}{A_T} \quad (9)$$

en donde A_T es el área de toda la planta.

VARIACION DEL NIVEL DEL AGUA DURANTE EL LAVADO

Para tener en cuenta la variación de nivel que corresponde al lavado de un filtro cuando éste sale de operación puede emplearse el siguiente procedimiento:

A la ecuación (2) se le suprime el último $e^{-(N-1)aT_0/N}$ que corresponde al caudal que está filtrando la unidad más sucia un momento antes de su lavado. Entonces el caudal de salida en la planta es:

$$y_L = Y e^{-ax} \left\{ 1 + e^{-\frac{aT_0}{N}} + e^{-\frac{2aT_0}{N}} + \dots + e^{-\frac{(N-2)aT_0}{N}} \right\} \quad (10)$$

$$y_L = K_L Y e^{-ax} \quad (\text{para } N-1 \text{ m}^2) \quad (11)$$

$$\text{en donde } K_L = K - e^{-\frac{(N-1)aT_0}{N}} \quad (12)$$

En realidad y_L es un poco mayor que el dado por la ecuación (12) por el aumento adicional de agua en los filtros que permanecen sin lavar. La variación del nivel del agua durante el lavado, H_L , es, permitiendo que dicha variación ocurra en toda la planta:

$$H_L = \left\{ Q - (N-1) y_L \frac{A}{(N-1)} \right\} \frac{T_L}{A_T} \quad (13)$$

en donde T_L = tiempo de lavado

$$H_L = \left\{ Q - y_L A \right\} \frac{T_L}{A_T} \quad (14)$$

Como la rata declinante completa, definida como aquella en la cual el nivel del agua en el filtro permanece constante, no puede darse en la práctica, se sugiere en la figura 2 un filtro piloto para obtener la curva de filtración para cualquier variación del nivel del agua en el filtro. El nivel del agua puede variar entre el nivel (1) y el nivel (2).

Un orificio de salida A permite que la rata de filtracion sea variable aunque la entrada del agua sea constante, a medida que el nivel del agua va subiendo en el filtro. Variando la posición de la salida S, su diámetro, el diámetro de la salida A, etc, se pueden obtener infinidad de soluciones para escoger la que mejor se acomode a una situación dada. Si se quiere que el nivel en el filtro no varíe, se hace uso del rebose R.

EJEMPLO

Se obtuvo, después de numerosos ensayos en una planta piloto, la información de la Tabla 1 (V. Ref. 1, p. 31) la cual se muestra, en las líneas siguientes:

T A B L A N° 1

VARIACION DE LA RATA DE FILTRACION CON EL TIEMPO

TIEMPO Horas	FILTRO 1 lps/m ²	FITRLO 2 lps/m ²	FILTRO 3 lps/m ²	FILTRO 4 lps/m ²	TOTAL lps/m ²
00	5.30	2.65	3.35	4.10	15.50
1	5.15	2.60	3.25	4.15	15.15
2	5.05	2.55	3.18	3.95	14.73
3	4.90	2.45	3.12	3.85	14.32
4	4.78	2.40	3.00	3.75	13.93
5	4.65	2.35	2.90	3.65	13.55
6	4.55	2.30	2.82	3.55	13.22
7	4.42	2.20	2.75	3.45	12.82
8	4.30	5.30	2.65	3.35	15.60
9	4.20	5.15	2.60	3.25	15.20
10	4.15	5.05	2.55	3.18	14.93
11	3.95	4.90	2.45	3.12	14.42
12	3.85	4.78	2.40	3.00	14.03
13	3.75	4.65	2.35	2.90	13.65
14	3.65	4.55	2.30	2.82	13.32
15	3.55	4.42	2.20	2.75	12.92
16	3.45	4.30	5.30	2.65	15.70
17	3.35	4.20	5.15	2.60	15.30
18	3.25	4.15	5.05	2.55	15.00
19	3.18	3.95	4.90	2.45	14.48
20	3.12	3.85	4.78	2.40	14.15
21	3.00	3.75	4.65	2.35	13.75
22	2.90	3.65	4.55	2.30	13.40
23	2.82	3.55	4.42	2.20	12.99
24	2.75	3.45	4.30	5.30	15.80
25	2.65	3.35	4.20	5.15	15.35
26	2.60	3.25	4.15	5.05	15.05
27	2.55	3.18	3.95	4.90	14.58
28	2.45	3.12	3.85	4.78	14.20
29	2.40	3.00	3.75	4.65	13.80
30	2.35	2.90	3.65	4.55	13.45
31	2.30	2.82	3.55	4.42	13.00
32	2.20	2.75	3.45	4.30	12.70

Con una precisión aceptable ($r^2 = 0.999$) se obtiene la ecuación, para un solo filtro y para un metro cuadrado:

$$y = 5.30 e^{-0.28 x} \quad (\text{lps/m}^2) \quad (15)$$

La jornada del filtro se toma como $T_0 = 32$ horas.

Se adopta $N = 4$ filtros.

El criterio para adoptar valores de N y T_0 no es el objeto de este estudio. En este caso $N = 4$, es el número de filtros existentes en la planta de potabilización del río Escalarete, Buenaventura, Colombia y $T_0 = 32$ la jornada promedio que se obtenía en la época en que se hicieron los ensayos.

El valor promedio para $T_0 = 32$ horas que produce la ecuación anterior, para un incremento en los valores de x de 1 hora, es:

$$y'_p = 3.50 \text{ lps/m}^2$$

Para 4 filtros de 1 m^2 cada uno:

$$y_p = 14.002 \text{ lps/4 m}^2$$

El caudal total que puede filtrar la planta con 4 filtros con una área de 49.53, cada uno, es:

$$Q = 14.002 \times 49.53 = 693.518 \text{ lps}$$

La ecuación (2) para este caso particular se convierte en:

$$y = 5.30 e^{-0.028x} \left(1 + e^{\frac{-0.028 \times 32}{4}} + e^{-0.448} + e^{-0.672} \right)$$

$$y = 15.629 e^{-0.028 x} \times \frac{1 \text{ps}}{4 \text{m}^2} \quad (16)$$

De la ecuación (4) se obtiene el valor de T_p , para y_p :

$$T_p = \frac{\ln \frac{y_p}{K \cdot Y}}{a} = - \frac{\ln \frac{14.002}{15.629}}{0.028} = 3.926 \text{ horas}$$

El área de la zona (1), que representa el volumen de agua almacenado en los filtros, para el valor anterior de T_p , es:

(integrando la Ec. 7 entre $x = 0$ y $x = 3.926$)

$$V = 58.107 - 14.002 \times 3.926 = 3.135 \text{ lps} \times \text{hora}/4 \text{ m}^2$$

La variación del nivel del agua H que corresponde al volumen de almacenamiento anterior es:

$$H = \frac{V}{N} = \frac{3.135 \times 10^{-3} \times 3600}{4 \times 1} = 2.822 \text{ m}$$

La altura H anteriormente calculada no puede admitirse por dos razones:

1. Porque la ecuación (9) corresponde a una curva experimental obtenida con nivel de agua constante en el filtro piloto.
2. Porque dicha variación corresponde a una rata de filtración constante.

Para evitar esta alta variación de H el almacenamiento no debe verificarse sólo en los filtros sino que debe aprovecharse el área de toda la planta incluyendo sedimentadores y floculadores.

En el caso estudiado, el área total de los 4 filtros es de $4 \times 49.53 = 198.12 \text{ m}^2$. El área de toda la planta excluyendo la mezcla rápida es de 1804.52 m^2 . Si se permite el almacenamiento en toda la planta la variación de nivel correspondiente es:

$$H = \frac{2.822 \times 198.12}{1804.52} = 0.31 \text{ m}$$

el cual es un valor razonable.

Para tener en cuenta la variación de nivel que corresponde al lavado de un filtro cuando éste sale de operación empleamos la ecuación 11:

$$y_L = 5.30 \left(\frac{15.629}{5.30} - 0.511 \right) e^{-0.028x}$$

$$y_L = 12.921 e^{-0.028x} \quad (13)$$

(para $N = 3$ filtros funcionando)

Para $x = \frac{T_0}{N} = \frac{32}{4} = 8$ horas el valor de y_L es:

$$y_L = 12.921 e^{-0.224} = 10.328 \frac{\text{lbs}}{\text{m}^2}$$

La altura que corresponde a un lavado de 15 minutos, para los 3 filtros operando, es:

$$H_L = (Q - y_L A) \frac{T_L}{A_T}$$

$$= (693.518 - 10.328 \times 49.53) \frac{10^{-3} \times 15 \times 60}{1804.52}$$

$$= 0.091 \text{ m}$$

La máxima elevación del nivel del agua es pues:

$$H_{mx} = H + H_L = 0.31 + 0.09 = 0.40 \text{ m}$$

Es interesante observar que el problema de la elevación del agua en los filtros debido al lavado puede eliminarse con ventajas de tipo económico*, si se omite el canal de recolección o cualquier dispositivo semejante como cajas recolectoras. En este caso el nivel del agua en el canal de salida tiende a bajar durante el lavado lo cual será perjudicial en aquellas plantas con lavado compartido. Para evitar que este nivel baje, lo cual aumentará la profundidad del filtro para compensar la carga hidráulica del lavado compartido, debe colocarse una compuerta no estanca en el extremo final del canal de salida para que durante el lavado se mantenga invariable el nivel en este canal, cerrando parcial y ligeramente dicha compuerta.

REFERENCIAS

Nº 1. A. Castilla, "Criterios Hidráulicos para el Diseño de un Sistema de Filtración a Rata Declinante". Revista ACODAL Nº 116 de enero de 1984.

* El primero en advertir que existían algunas circunstancias que podían hacer disminuir el nivel del agua en los filtros durante el lavado fue el ingeniero Jorge Arboleda V. El autor, al analizar este hecho, deduce la inutilidad de las cajas o canales recolectores.

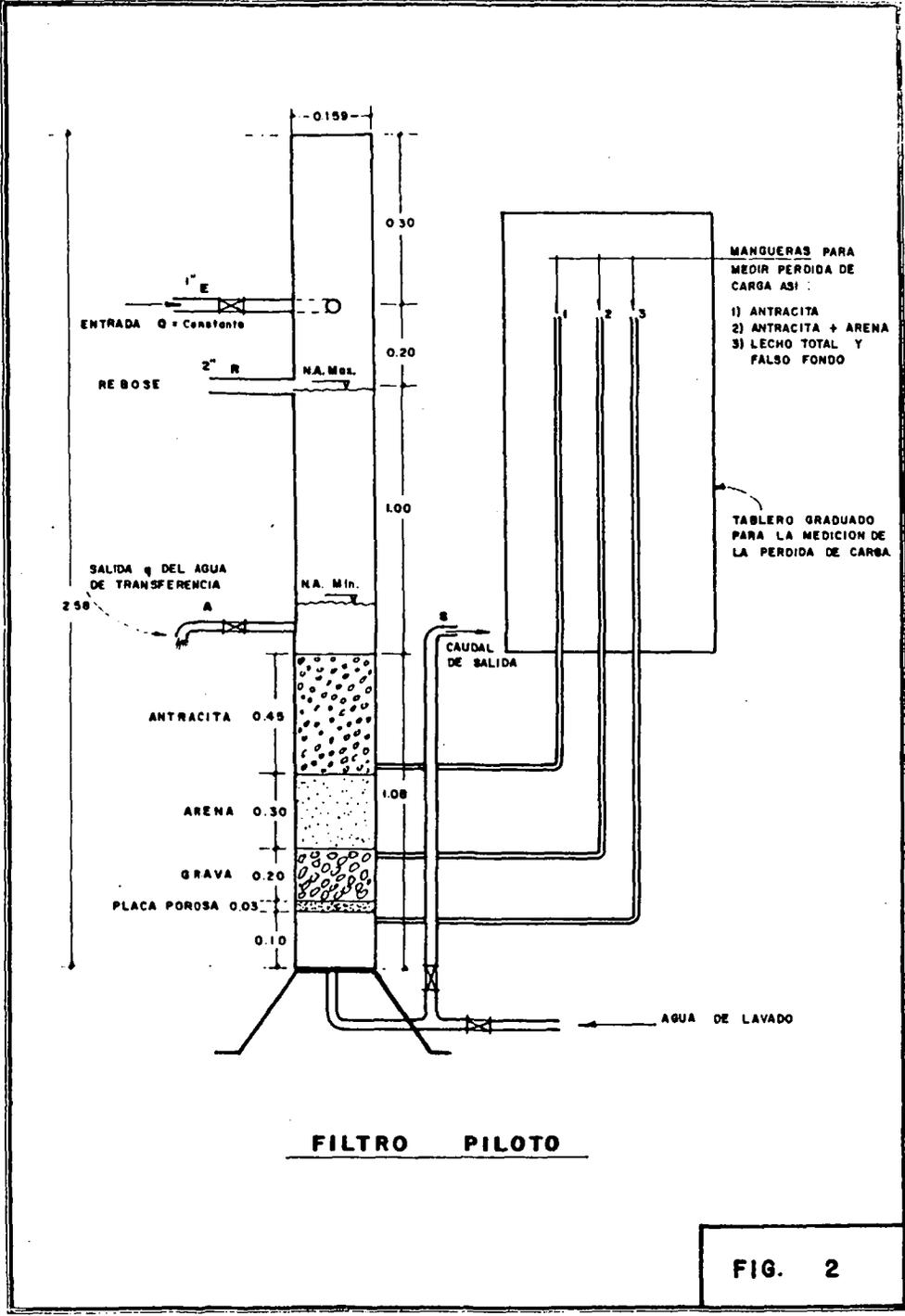


FIG. 2

ASOCIACION COLOMBIANA DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL

A C O D A L

XXVIII CONGRESO - NACIONAL

CUCUTA - 1.985

pH DE ESTABILISACION DE LAS AGUAS

POTABLES EN COLOMBIA

ESTUDIO PRELIMINAR

PRESENTADO POR:

LIBARDO SANCHEZ
Ing. Sanitario
Jefe de Operación
Planta Puerto Mallarino
EMCALI

LUIS E. MEDINA
Ing. Sanitario
Gerente INCA LTDA

A C O D A L - SECCIONAL VALLE DEL CAUCA

C O N T E N I D O

	PAGINA
1. INTRODUCCION	1
2. Consideraciones Teóricas	4
3. Consecuencias de una deficiente estabilización del agua	30
4. Calidad de las aguas del País	46
5. Calidad de las materias primas correctoras de pH	55
6. Conclusiones y recomendaciones	58
7. Bibliografía	61
8. Anexo	63

1. INTRODUCCION

Es sabido que el 42% de la población colombiana vive sin su ministros adecuados de agua potable, lo cual cobra aproximadamente 30.000 vidas anuales entre la población infantil por enfermedades diarréicas, amebiasis, poliomelitis, fiebre ti foidea y otras ocasionadas por insuficientes y contaminados abastecimientos de agua. La población infantil que no muere por consumir agua contaminada, sufre en edad adulta de una pobre salud, tiene una baja productividad y su esperanza de vida es corta. Las deficiencias del medio ambiente son justamente una de las mayores razones por las cuales el país no consigue el desarrollo socio-económico necesario.

Se quiere presentar en este trabajo, que lo consideramos un punto de partida a futuros estudios, la necesidad que tiene el país en proteger sus suministros de agua potable existentes deteniendo el deterioro físico de las redes de acueducto tanto municipales como las instalaciones domiciliarias internas. Como consecuencia del deterioro de las redes de agua potable, además de las deficiencias que se crean al disminuir la cantidad de agua suministrada (ocasionadas por fugas de agua, obstrucciones, etc.) y el incremento de los ries

gos de contaminación microbiológica, se originan otros riesgos para la salud pública debido a la lixivización y/o desprendimiento de sustancias tóxicas de los tubos afectados por procesos corrosivos.

19.000.000 de colombianos habitan centros urbanos considerando que un 81% de ellos, son abastecidos por sistemas de distribución de Acueducto Público. El costo estimado para dotar de 250 litros por día a cada habitante es de US \$100, 80% de los cuales corresponden al valor de la red de distribución, lo cual da que reponer las redes de distribución del país que son estimadas en 18.000 kilómetros (sin incluir instalaciones domiciliarias), tienen un costo de 1.440 millones de dólares (\$ 230.000 millones de pesos de 1.985).

La impropia corrección del pH de las aguas de suministros, causan deterioros totales o parciales en las redes de distribución, ocasionando grandes pérdidas económicas que el país difícilmente puede reponer, debido a los rápidos crecimientos poblacionales que exigen inversiones fuertes en el crecimiento de nuevas redes, restándole posibilidad de mantener las existentes.

Mediante la encuesta adjunta y la visita a varios de los principales sistemas de abastecimiento de agua potable del país, se consiguió la información que permitió hacer un

diagnóstico preliminar sobre la agresividad de las aguas potables y sus causas. En el desarrollo del presente artículo se darán algunas consideraciones teóricas; y se indicarán las consecuencias de una incorrecta estabilización del agua, desde el punto de vista económico y de salud; se hará un estimativo de la calidad de las aguas del país; igualmente, se analizarán las posibles causas del problema y al final se harán y darán conclusiones y recomendaciones preliminares tendientes a lograr un mejoramiento en cuanto a este problema se refiere.

Se recalca que el objetivo de este trabajo es poner sobre el tapete el problema de la baja calidad del agua en Colombia, desde el punto de vista de pH y la pérdida paulatina de parte del camino recorrido en procura de una mejor calidad de vida de la población colombiana, al deteriorarse las redes de distribución.

Al analizar los datos de la encuesta, los autores se percataron de las deficiencias en los conocimientos técnicos sobre este problema por las personas que manejan las plantas de tratamiento de agua. Por tal razón, consideramos conveniente incluir en este trabajo una descripción simple y detallada de cada uno de los conceptos teóricos involucrados en el tema.

2. CONSIDERACIONES TEORICAS

Para desarrollar los conceptos teóricos referentes al pH de estabilización de las aguas y a los fenómenos de corrosión e incrustación, es necesario definir algunos parámetros básicos de Química Sanitaria.

2.1 DEFINICION DE PARAMETROS

2.1.1 pH

Potencial hidrógeno, definido como el logaritmo negativo de la concentración de iones hidrógeno en el agua.

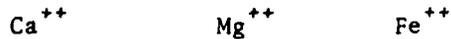
Su escala es de 0 a 14. El agua a pH - 7 se considera neutra. Cuando el pH va hacia el lado de cero (0), la alcalinidad decrece y la acidez se incrementa.

Como la escala del pH es logarítmica, el cambio de una unidad representa diez veces el incremento o decremento de la fuerza de la acidez o alcalinidad, un cambio de dos (2) unidades es 100 veces y un cambio de tres (3) unidades representa 1.000 veces. Cuando un agua tiene un pH del lado ácido es agresiva,

2.1.3 Dureza total

Es el total del calcio, magnesio, hierro y otros elementos metálicos (trazas) cuya presencia contribuye a la dureza del agua. La dureza del agua hace más difícil la formación de espuma con jabón. La dureza se expresa como carbonato de calcio, porque es el calcio el componente que más contribuye a la dureza de las aguas naturales.

La dureza puede llegar a causar depósitos calcáreos en las redes de distribución



2.1.4 Dureza cálcica

Es la causada por el ión calcio Ca^{++} , se expresa igualmente como carbonato de calcio.

Para hallar el contenido de ión calcio Ca^{++} a partir de la dureza cálcica, se procede de la siguiente forma.

$$\text{P.M. CaCO}_3 = 100 \text{ grms/Mol}$$

$$\text{P.A. Ca}^{++} = 40 \text{ grms/Mol}$$



100	40
D.C.	X

D.C. = Dureza cálcica expresada como carbonato de calcio
(CaCO₃)

X = Contenido ión calcio

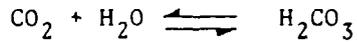
$$X = \frac{D.C. \times 40}{100}$$

2.1.5 Sólidos disueltos totales

Están constituidos por la suma de los minerales disueltos incluyendo los carbonatos, cloruros, sulfatos y todos los demás. Los sólidos disueltos pueden contribuir a que se desarrollen procesos agresivos e incrustantes en las redes de distribución.

2.1.6 Bióxido de carbono

Está presente tanto en las aguas superficiales como en las aguas subterráneas. Pequeñas cantidades del bióxido de carbono en el agua provienen de la atmósfera. Cuando en las aguas hay presencia de grandes cantidades de materia orgánica en descomposición, las aguas se cargan con altas concentraciones de CO₂. El bióxido de carbono forma ligeras cantidades de ácido carbónico cuando se disuelve en el agua, de acuerdo a la siguiente reacción:



El bióxido de carbono contribuye significativamente en los procesos agresivos e incrustantes.

2.1.7 Materia suspendida

Abarca materia orgánica e inorgánica finamente dividida, pue de estar compuesta por arcillas, cienos y organismos microscópicos. Cuando está presente en el agua se encuentra dispersa en ella, originando turbiedad. La materia orgánica pue de ocasionar colmataciones en las redes de distribución.

2.1.8 Oxígeno

Se considera un gran responsable de los procesos de corrosión de metales y la deposición de materiales metálicos en las redes de distribución. Es abundante en las aguas provenientes de aguas superficiales, y ocasionalmente se encuentra en los suministros de aguas subterráneas.

2.1.9 Hierro, manganeso y aluminio

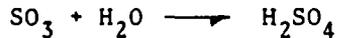
Pueden estar disueltos o en forma de componentes metálicos suspendidos en el agua, estos metales dan sabor al agua y

forman depósitos.

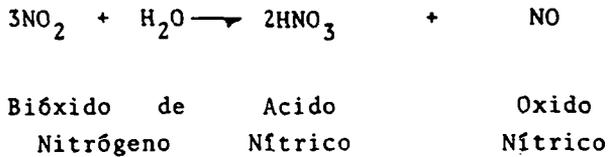
Cuando están solubles en el agua reaccionan con el oxígeno formando óxidos que precipitan y causan turbiedad o "aguas rojas", este color rojo particularmente de hierro causan manchas en baños, ropa y artefactos de porcelana.

2.1.10 Otros compuestos corrosivos

En muchas aguas de consumo humano e industrial hay óxidos sulfurosos que forman ácido sulfúrico con el agua, creando ambientes agresivos.



Igualmente, en ocasiones, hay presencia de óxidos de nitrógeno que forman con el agua, ácidos agresivos a los materiales.



El ácido sulfídrico se ha encontrado en aguas muy contaminadas

das con materia orgánica, este ácido propicia procesos agresivos en tuberías, tanto metálicas como de cemento y sus derivados.

2.2 pH DE ESTABILIZACION

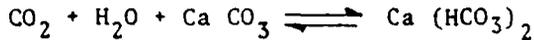
Ciertas aguas pueden corroer o incrustar en frío a metales, calizas, cemento y productos derivados (materiales de la construcción, hormigones, etc.).

La corrosión, más particularmente denominada agresividad, depende principalmente de dos (2) factores de entre los tres (3) siguientes: Bióxido de carbono libre, alcalinidad y pH. Sin embargo, otros elementos pueden intervenir como: Acidos húmicos, oxígeno, ácido sulfhídrico, sales, microorganismos, etc.

Para una concentración dada de bicarbonato cálcico y magnésico existe una cierta cantidad de bióxido de carbono libre, cuya presencia es necesaria para evitar una descomposición de los bicarbonatos, es decir, una precipitación de los carbonatos correspondientes, produciendo deposición de estos carbonatos sobre las redes de distribución obturando las tuberías en algunas ocasiones. Esta cantidad de bióxido de carbono necesaria para evitar la descomposición de los bicarbonatos, se designa comunmente con el nombre de

bióxido de carbono de equilibrio.

Considerando una agua que contenga CO_2 y poniéndola en contacto con carbonato cálcico sólido en exceso, este carbonato (CaCO_3) es atacado por el CO_2 , al cabo de un cierto tiempo, un equilibrio fisicoquímico se produce entre el CaCO_3 sólido restante y CO_2 disuelto.



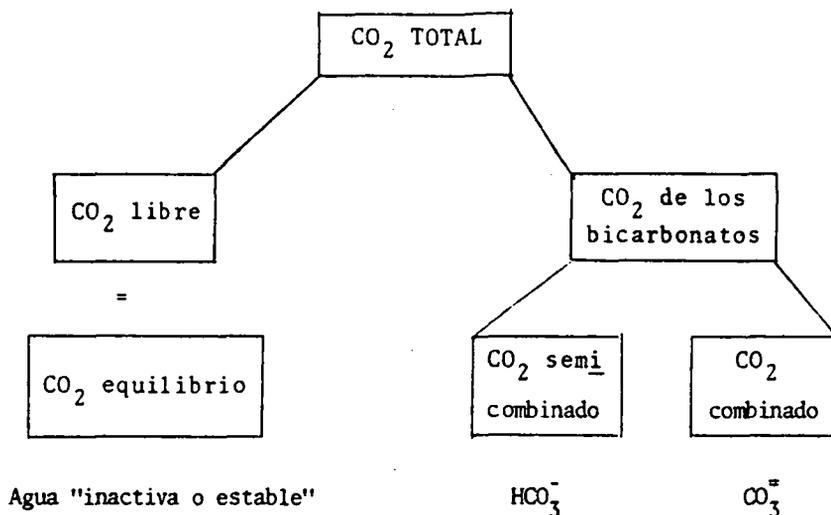
Cuando se consigne el equilibrio se obtiene un valor de pH que corresponde al pH estabilización o saturación, como lo llaman muchos autores.

Si la totalidad de bióxido de carbono contenido en un agua es superior a la cantidad de bióxido carbónico en equilibrio, su exceso constituye el bióxido de carbono agresivo. Este último destruye los carbonatos e impide la formación de un depósito carbonatado protector sobre las paredes de las tuberías, ahora cuando la cantidad de CO_2 es inferior al CO_2 para conseguir el equilibrio, se produce deposiciones carbonatadas sobre las tuberías. Esquemáticamente se plantea del siguiente modo:

CO_2 libre > CO_2 de equilibrio = Agua agresiva

CO_2 libre = CO_2 de equilibrio = Agua estable

CO_2 libre < CO_2 de equilibrio = Agua incrustante



2.3 METODOS PARA DETERMINAR EL pH DE ESTABILIZACION

Existen varios métodos para determinar el pH de estabilización de un agua, el más conocido es el ensayo al mármol que está descrito en forma completa en el manual de procedimientos simplificados para el examen de aguas de la O.P.S.-1.978.

2.3.1 Índice de Langerie

Otra forma mediante la cual se puede determinar el pH de estabilización de un agua, es usando el procedimiento de Langerie mas comunmente llamado Índice de Langerie, que básicamente es el cálculo de la saturación de un agua al carbonato de calcio.

El índice de Langerie se determina comparando el pH del agua problema con el pH de saturación. Para calcular el pH_s se involucran las siguientes variables:

Alcalinidad total

Dureza Cálcica

Sólidos totales disueltos

Temperatura

$$pH_s = (9.3 + A + B) - (C + D)$$

A: Factor que involucra sólidos totales disueltos

B: Factor que involucra temperatura

C: Factor que involucra la dureza cálcica

D: Factor que involucra la alcalinidad total

$$pH_s = (9.3 + A + B) - \text{Log} (Ca^{++}) - \text{Log} (\text{Alc total})$$

Tabla # 1

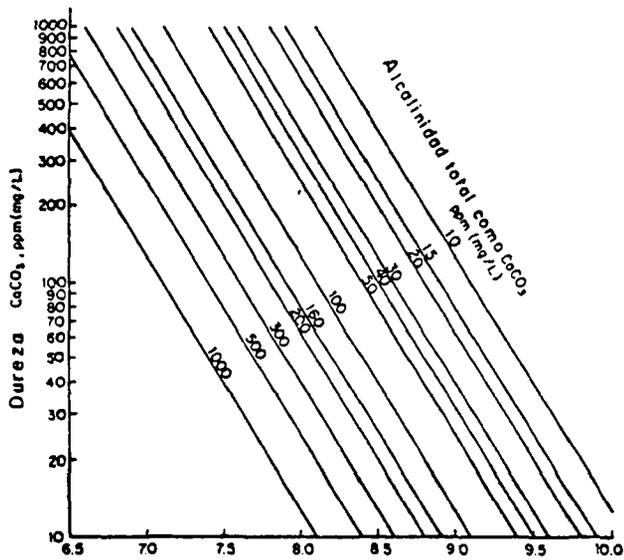
DATOS PARA CALCULO DEL PH DE SATURACION DE CARBONATO DE CALCIO

A		C			D		
Sólidos Totales (mg/L)	A	Dureza Cálctica (mg/L de CaCO ₃)		C	M Alcalinidad (mg/L de CaCO ₃)		D
50-300	0.1						
400-1000	0.2						
B		10- 11	0.6	10- 11	1.0		
		12- 13	0.7	12- 13	1.1		
		14- 17	0.8	14- 17	1.2		
Temperatura (°C)		18- 22	0.9	18- 22	1.3		
		23- 27	1.0	23- 27	1.4		
		28- 34	1.1	28- 35	1.5		
		35- 43	1.2	36- 44	1.6		
0- 1.1	2.6	44- 55	1.3	45- 55	1.7		
2.2- 5.5	2.5	56- 69	1.4	56- 69	1.8		
6.7- 8.9	2.4	70- 87	1.5	70- 98	1.9		
10.0- 13.3	2.3	88- 110	1.6	89- 110	2.0		
14.4- 16.7	2.2	111- 138	1.7	111- 139	2.1		
17.8- 21.1	2.1	139- 174	1.8	140- 176	2.2		
22.2- 26.7	2.0	175- 220	1.9	177- 220	2.3		
27.8- 31.1	1.9	230- 270	2.0	230- 270	2.4		
27.8- 31.1	1.8	280- 340	2.1	280- 350	2.5		
37.8- 43.3	1.7	350- 430	2.2	360- 440	2.6		
44.4- 50.0	1.6	440- 550	2.3	450- 550	2.7		
51.1- 55.6	1.5	560- 690	2.4	560- 690	2.8		
56.7- 63.3	1.4	700- 870	2.5	700- 880	2.9		
64.4- 71.1	1.3	800- 1000	2.6	890- 1000	3.0		
72.2- 81.1	1.2						

$$pH_s = (9.3 + A + B) - (C + D)$$

$$SI = pH - pH_s$$

- Si el índice es cero, el agua esta en balance químico.
- Si el índice es positivo, aparece la tendencia a formar incrustaciones.
- Si el índice es negativo, hay tendencia corrosiva.



PH de saturación para aguas entre 10 y 14°C y solidos disueltos totales entre 50 y 300 mg/c.

I. L = Índice de Langerie
 I. L = $pH_o - pH_s$
 pH_o = pH del agua problema
 pH_s = pH de saturación

PREDICCIÓN DE LAS TENDENCIAS DEL AGUA POR
 EL ÍNDICE DE LANGERIE

Índice de saturación de Langerie	Tendencia del Agua
2.0	Formación de incrustación y para propósitos prácticos no corrosiva.
0.5	Ligeramente corrosiva y formación de incrustación.
0.0	Balanceda pero tendencia a corrosión.
- 0.5	Ligeramente corrosiva y no forma incrustaciones.
- 2.0	Seramente corrosiva.

2.3.2 Índice de Ryznar

El Índice de Ryznar es igualmente usado para predecir la tendencia de un agua.

I. R. = $2 pH_s - pH_o$

pHs = pH de saturación calculado de la forma arriba anotada

pHo = del agua problema

PREDICCIÓN DE LAS TENDENCIAS DEL AGUA
POR EL INDICE DE RYZNAR

Indice de Ryznar	Tendencia del Agua
4.0-5.0	Altamente incrustante.
5.0-6.0	Ligeramente incrustante.
6.0-7.0	Poca incrustación o corrosión.
7.0-7.5	Corrosión significativa.
7.5-9.0	Altamente corrosiva.
> 9.0	Corrosión intolerable.

Estos índices que son los más comúnmente usados, están basados en el cálculo del pH de saturación. Ultimamente se han hecho revisiones al cálculo del pH de saturación en donde se modifican los valores de los factores debido a la temperatura y sólidos totales disueltos (ver Revista A.W.W.A. Vol. 76. Agosto/84, página 72). Aún cuando existen otros índices y técnicas de cálculo que emplean programas de computador, para resolver las ecuaciones de equilibrio químico in-

volucrados en la estimación del pH de estabilización, que hacen el cálculo más preciso; el procedimiento de Langerie al cual estamos familiarizados, es un método simple de cálculo que seguramente continuaremos usando en el futuro.

Los Indices de Langerie y Ryznar que fueron desarrollados entre 1.930 y 1.950, sólo consideran un potencial de corrosión metálica debido al desequilibrio químico del carbonato de calcio, otros mecanismos que ocasionan corrosión en las aguas potables no son considerados, igualmente el efecto de una agua agresiva sobre las tuberías de asbesto-cemento no lo consideran los índices anteriores.

2.3.3 Índice de Agresividad

El índice de Agresividad (I.A.) que ha sido desarrollado recientemente, es un criterio para determinar la calidad del agua transportada a través de tuberías de asbesto-cemento sin efectos adversos. Involucra los siguientes parámetros:

Alcalinidad total

Contenido de Ión Calcio

pH_o (pH del agua problema)

$$I. A. = pH_o + \text{Log} (Ca^{++} \times \text{Alc total})$$

I. A. > 12, agua no agresiva con tendencia incrustante

11.9 > I.A. > 10 agua con moderadas condiciones de agresividad.

I.A. < 10 agua extremadamente agresiva.

Para la determinación de los tres (3) índices indicados, se usan los valores de los parámetros del agua potable en las redes de distribución.

2.4 PROCEDIMIENTOS USADOS PARA EL CONTROL DE LOS PROCESOS CORROSIVOS E INCRUSTANTES

2.4.1 Procesos Antiincrustantes

Cuando dentro de una masa de agua hay sobresaturación de carbonato de calcio (generalmente aguas subterráneas), éste se precipita depositándose sobre las tuberías. Para evitar esta saturación se utilizan:

Acido sulfúrico

Acido Clorhídrico

Bióxido de Carbono

Estos Agentes Químicos se ponen en contacto con el agua bajo condiciones especiales de concentración, tiempo de contacto y mezcla. La escogencia del producto químico y sus condiciones de aplicación obedecen a pruebas de laboratorio.

2.4.2 Procedimientos Anticorrosivos

La corrosión interna de las tuberías de agua potable, es un fenómeno electromecánico complejo que no siempre se puede eliminar pero que usualmente puede ser controlado a un costo efectivo menor.

En aguas de suministro se usan tres (3) tipos de procedimientos.

2.4.2.1 Aplicación de Películas o Recubrimientos Internos resistentes a la Corrosión

Estos recubrimientos aíslan el agua de las superficies objeto de corrosión, este método es seguro pero costoso y requiere de rigurosos cuidados en su aplicación, que se pueden resumir así:

- ° Preparación de la superficie (limpieza de grasas, aceites y productos de anteriores procesos corrosivos).
- ° Aplicación del recubrimiento preferiblemente mediante métodos mecánicos y en varias capas.
- ° Determinación de los espesores de las capas protectoras.
- ° Inspección antes de poner en uso las tuberías e inspección rutinaria de las partes más expuestas a daños (golpes,

altas velocidades de flujo, posibles procesos erosivos).

El 70% u 80% de las fallas de los recubrimientos se deben a una deficiente preparación de la superficie y/o malas aplicaciones de las películas protectoras. Lo más importante de este método es tener una eficiente interventoría. Los productos químicos usados deben ser aprobados por los organismos de control del estado, de tal forma que no causen alteraciones en la calidad del agua.

2.4.2.2 Uso de Agentes Inhibidores

Los Agentes Inhibidores tales como:

- ° Ortofosfato de Zinc
- ° Polifosfato
- ° Fosfatos
- ° Otros nuevos Agentes Químicos

actúan formando microscópicos recubrimientos protegiendo las superficies metálicas de las redes, adicionalmente los fosfatos y polifosfatos forman complejos con el hierro y manganeso. cuando estos están presentes en el agua en forma excesiva, este efecto puede aminorar la precipitación de óxidos de hierro que son los responsables de las "Aguas Rojas". I-

gualmente los fosfatos ablandan las tuberculaciones de procesos corrosivos anteriores, haciendo fácil su posterior desprendimiento por arrastre.

Estos productos deben tener aprobación para ser usados en Agua Potable, y se deberán evaluar individualmente antes de proceder a su aplicación a nivel industrial. Estos compuestos requieren una manipulación segura.

2.4.2.3 Uso de Agentes Correctores de pH

Los suministros de agua potable usualmente utilizan algunos de los siguientes productos, los cuales tienen aceptación para agua potable aún cuando los que contienen sodio, están siendo cuestionados por un mayor número de personas que llevan dietas estrictas libres de sodio, personas que generalmente tienen problemas cardiovasculares.

- | | |
|---------------------|---------------------------------|
| ° Cal viva | CaO |
| ° Cal Apagada | Ca(OH) ₂ |
| ° Soda ASH | Na ₂ CO ₃ |
| ° Soda cáustica | NaOH |
| ° Silicato de Sodio | |

Los tres primeros son más usados, la soda cáustica requiere condiciones especiales de seguridad en su manejo por sus ca

racterísticas corrosivas, con un poco de menor seguridad se deben manejar los otros productos.

El silicato de sodio, además de subir el pH del agua, forma películas protectoras sobre las tuberías, lo cual no sucede con el carbonato e hidróxido de sodio.

Decidir cuál de estos productos químicos se debe usar para el control de la corrosión, debe obedecer a serios estudios de laboratorio; es posible que con algunas aguas sea beneficioso el uso de soda ASH o hidróxido de sodio en vez del uso de cal o algún agente inhibidor como el fosfato de Zinc.

Hablemos por último de la cal como óxido y como hidróxido de calcio. Tiene la ventaja que además de subir el pH, debidamente dosificada forma una ligera película de carbonato de calcio que protege a las paredes de las tuberías de futuros ataques agresivos. Sobre la cal haremos una descripción un poco más detallada debido a que es el producto más común en nuestro medio para este uso.

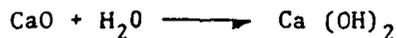
2.5 USO DE LA CAL EN EL CONTROL DE PROCESOS CORROSIVOS

Tanto la cal viva como hidratada son los compuestos químicos más usados en el país, para controlar el desarrollo de procesos corrosivos en las redes de agua potable.

2.5.1 Definiciones

La cal viva u óxido de calcio, se representa mediante la fórmula química CaO , es un producto resultante de la calcinación de piedra caliza, en ocasiones viene asociado con moderadas cantidades de óxido de magnesio (MgO), cuando esto ocurre se le llama cal dolomítica.

La cal apagada o hidróxido de calcio se representa mediante la fórmula química $\text{Ca}(\text{OH})_2$, es un producto resultante de la hidratación de la cal viva.



2.5.2 La norma

Colombiana Icontec C 20.69/77 específica:

	C A L	
	Viva	Hidratada
° Contenido de Oxido de Calcio disponible, % mínimo	80 (90*)	60 (68*)
° Materia insoluble, % máximo	5 (5*)	-
Granulometría:		
El 100% deberá pasar el tamiz de	2" (3/4")	(polvo)
El 100% deberá ser retenido en el tamiz de	1"	

No más del 5% deberá pasar
tamiz U.S. Standard N°

(100*)

Los datos en paréntesis con asterisco corresponden a la norma ANWA B202-83 (*).

La cal deberá ser exenta de sustancias minerales u orgánicas, en cantidades capaces de producir daño sobre la salud de los consumidores del agua tratada con este producto.

La cal viva deberá ser de apagado rápido y satisfactorio y debe desintegrarse en una suspensión de material finamente dividida, y sin producir cantidades objetables de material no disuelto o pagado.

2.5.3 Selección de la Cal

La selección del tipo de cal a usar depende de varios factores, tales como:

° Costo: La cal hidratada generalmente cuesta un 30% más que la cal viva.

Para la cal viva se necesitan equipos de apagado apropiados. La cal viva en forma de polvo es más barata que la cal granular.

° Calidad: En las Plantas de Tratamiento se debe preferir el uso de cal viva de alta reactividad y contenido de calcio, las cales dolomíticas y las de baja reactividad exigen el uso de agua caliente para un correcto apagado y calentar agua exige energía que cuesta dinero.

° Consumo: En cuanto a consumo se sugiere tener en cuenta:

Para consumos entre 25 y 750 kilos/día, usar cal apagada, para consumos superiores es recomendable comprar cal viva.

Para consumos superiores a 20 toneladas/mes, se estima que se debe adquirir a granel.

El costo del empaque de papel es aproximadamente el 10% del costo del material. Cuando se adquiere a granel se deben adquirir los equipos de descarga y transferencia.

2.5.4 Almacenamiento

No es recomendable almacenar cal viva por más de 60 días, án así los empaques tengan capas plásticas y de papel, existe el riesgo de hidratación con pérdidas de material. La cal viva no se debe almacenar mezclada con el sulfato de aluminio, pueden producirse elevaciones de temperatura y fuego.

Las lechadas de cal no se deben almacenar por muchos días,

ellas tienen la tendencia a carbonatarse con el CO_2 del aire, se recomienda cubrir los tanques cuando se vaya a almacenar por períodos largos. Las lechadas deben agitarse permanentemente para evitar su sedimentación.

2.5.5 Apagado y preparación

Las cales vivas de alto contenido de calcio y rápido apaga-do requieren de 3 kilos de agua por 1 kilo de cal, las cales de apagado lenta requieren 2 de agua por 1 de cal.

En un correcto apagado la temperatura no excede de 93°C y no inferior a 85°C . Temperaturas inferiores corresponden a un apagado deficiente o "Anegamiento", si la temperatura de apagado es superior a 120°C , se produce el "Quemado" de la cal. En los casos extremos se pierde la eficiencia del pro-ceso de corrección del pH.

Se recomienda que las lechadas deben almacenarse y aplicarse en concentraciones el 5 y el 10% en peso de óxido de cal-cio, que corresponden a gravedades específicas (15°C) entre 1.05 y 1.08 gramos/mililitro.

2.5.6 Transporte de la lechada y punto de aplicación

La cal por ser muy poco soluble en agua 1.4 grs/litro entre

0 - 10°C, 0.55 grs/litro entre 90 - 100°C, por lo cual para evitar deposiciones en las tuberías se sugiere:

- ° Transportarla a gravedad y distancias cortas.
- ° Limpiar frecuentemente las tuberías con agua a presión.
- ° Usar mangueras plásticas en vez de tubos metálicos.
- ° Usar tuberías en duplicado.
- ° No transportar soluciones saturadas.
- ° Hacer sistemas de by-pass entre la solución de cloro gaseoso y la lechada de cal para sacar las incrustaciones con los ácidos de cloro.
- ° No usar agua de dilución en exceso, las incrustaciones se agravan; dentro de las tuberías el agua de dilución es ablan dada por la lechada, aumentándose las deposiciones.
- ° Para evitar las deposiciones en el punto de aplicación (terminal de la tubería), se recomienda descargar libremente a un tanque abierto.
- ° Dosificar en un punto de alta turbulencia para que haya u na buena mezcla con la masa de agua a tratar.
- ° Aplicar la cal en el agua filtrada en un punto muy posterior al punto de aplicación de cloro.

° Aplicar separadamente del flúor para evitar la formación de compuestos que disminuyen la eficiencia del proceso de corrección de pH.

3. CONSECUENCIAS DE UNA DEFICIENTE ESTABILIZACION DEL AGUA

3.1 PRINCIPALES CONSECUENCIAS

Como se ha venido anotando a través del presente artículo, una deficiente corrección del pH del Agua Potable causa incrustaciones en el interior de los ductos cuando el agua se encuentra sobresaturada con carbonatos y se producen procesos agresivos en el interior de las tuberías, cuando hay sub saturación con respecto al carbonato de calcio.

Las incrustaciones o deposiciones calcáreas en los ductos de Aguas Potables se encuentran en mínima cantidad, comparativamente con los procesos agresivos que se dan en gran medida.

La intensidad con que se dan los procesos agresivos nos ha llevado a hacer énfasis en detallar los problemas que causa la corrosión en las tuberías metálicas y los procesos agresivos en las tuberías de cemento y sus derivados.

Los problemas que causa la agresividad de un agua se pueden agrupar en tres clases:

- ° Salud
- ° Económica
- ° Estética

Antes de describir los problemas anotados, se hará una breve explicación de la reacción básica de la corrosión metálica.

3.2 CLASIFICACION DE LOS PROCESOS CORROSIVOS

La Corrosión Metálica se puede clasificar en:

- ° Corrosión de Ataque Directo
- ° Corrosión Electroquímica
- ° Corrosión Bacterial

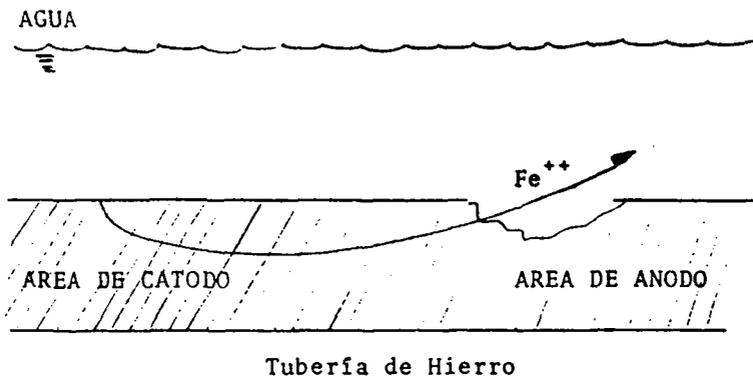
3.2.1 Corrosión de Ataque Directo

Se da cuando un elemento metálico y un elemento no metálico como el oxígeno, azufre o cloro, reaccionan:



3.2.2 Corrosión Electroquímica

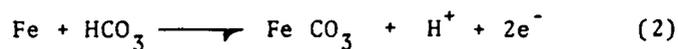
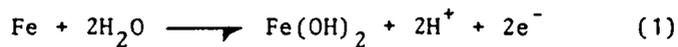
Para que esta reacción ocurra se necesita que todos los componentes de una celda electroquímica estén presentes.



En el Anodo ocurre la oxidación del metal.



En hierro son posibles dos reacciones:



La reacción (1) ocurre cuando el contenido de carbonato en el agua es bajo y la segunda cuando la concentración de carbonato es alta.

En el Anodo la corrosión puede ser inhibida cuando el producto de la oxidación formado, es un sólido estable tal como:

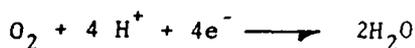
Oxidos - Hidróxidos o Carbonatos

que adheridos a la tubería o en contacto directo entre el metal y el agua corrosiva, forman una barrera que inhibe las reacciones de corrosión. Esta inhibición de la corrosión es conocida como Pasivación.

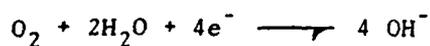
Los componentes que se forman cuando el hierro es corroido, dependen de muchos factores, incluidos pH y la capacidad buffer del agua transportada por la tubería (contenido y tipo de alcalinidad). Cuando se forma el carbonato de hierro FeCO_3 , la tasa de corrosión tiende a ser mínima, pero cuando se favorece la formación de hidróxidos de hierro tales como $\text{Fe}(\text{OH})_2$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en capas suaves y porosas, no se inhibe la corrosión.

Los electrones son transferidos al catodo cuando ocurre la reacción y muchas reacciones de reducción puede ocurrir:

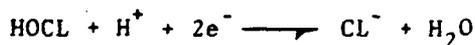
(1) Para soluciones ácidas:



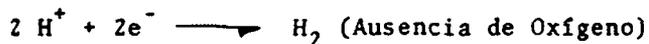
(2) Para soluciones básicas:



(3) Para reducción del cloro:



(4) Para la evolución del hidrógeno:



Los factores que favorecen la corrosión son:

Bajo pH y altas concentraciones de sustancias oxidantes, tales como Oxígeno disuelto y Cloro residual libre.

En las Aguas Potables habrá oxígeno disuelto y siempre deberá haber cloro residual libre, por lo cual el pH se convierte en un factor vital para el control de la corrosión, igualmente lo es el contenido de alcalinidad y contenido de

Ión calcio, estos últimos dos factores son los que proveen la formación o no de una capa protectora sobre la superficie interna de los ductos de Agua Potable.

En el capítulo 2 provee de las herramientas para controlar la forma de corrosión descrita anteriormente.

Tabla # 2. Factores que afectan los procesos corrosivos e incrustantes en el Agua Potable

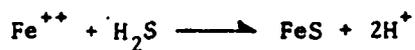
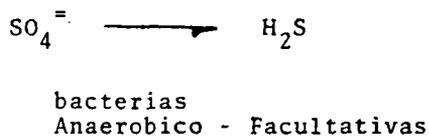
FACTOR	Efectos en la Corrosividad
pH	Generalmente los pHs bajos aceleran la corrosión.
Oxígeno disuelto	Induce la corrosión activa, particularmente de los materiales ferrosos.
Cloro residual libre	La presencia de Cl_2 libre en H_2O promueve la corrosión de metales ferrosos y cobre.
Capacidad buffer baja	Alcalinidad insuficiente para proveer capacidad tamponadora y películas protectoras.
Alta relación:	Una relación molar de minerales ácidos fuertes muy por encima de 0.5, produce condiciones favorables para corrosión localizada.
<u>Halogenos - Sulfatos</u> Alcalinidad	
CO_2	Es especialmente corrosivo para tuberías de cobre.
Sólidos totales disueltos	A concentraciones altas de sales disueltas aumentan la conductividad y puede aumentar Corrosividad. Mediciones de conductividad, pueden ser útiles para estimar los sólidos disueltos.

FACTOR	Efectos en la Corrosividad
Ca ⁺⁺	Generalmente reduce la corrosión formando películas protectoras con el CO ₃ disuelto.
SiO ₂	Forma película protectora sobre <u>su</u> superficies metálicas.
Taninos	Forma película orgánica protectora sobre metales.
Ratas de flujo	Turbulencia o altas ratas de flujo, permiten al O ₂ y el CO ₂ alcanzar la superficie más fácilmente, remueve la capa protectora y produce ratas de corrosión más altas.
Iones metálicos	Ciertos iones como Cu, pueden <u>agra</u> var la corrosión de materiales <u>su</u> -mergidos. Por ejemplo: Iones Cu pueden au-mentar corrosión en tubería galva-nizada.
Temperatura	Temperatura alta aumenta ratas de reacción de corrosión. También disminuye la solubilidad del CaCO ₃ y CaSO ₄ y así producir incrusta-ciones en calderas y tuberías.

3.2.3 Corrosión Bacterial

Ocurre por la acción de bacterias sulforeductoras en Aguas Crudas con altos contenidos de sulfatos y sin presencia de

oxígeno. Los sulfatos son pasados a Sulfuros por acción de las bacterias.



En las Aguas Potables no se da este tipo de corrosión por la acción del cloro sobre las bacterias.

3.3 FORMAS FISICAS DE CORROSION METALICA

Existen dos (2) tipos de corrosión uniforme y la corrosión localizada.

La corrosión uniforme ocurre cuando el metal se corroe a igual velocidad sobre toda la superficie; el cobre generalmente presenta esta forma de corrosión.

La corrosión localizada ocurre cuando la superficie del metal es atacada severamente en un área y el área adyacente no es afectada, la corrosión localizada se subdivide en:

- ° Galvánica (dos metales diferentes colocados en contacto directo. Ejemplo: cobre y hierro).
- ° Corrosión en grieta (Acero, Galvanizado).
- ° Corrosión en rendija (Acero, Galvanizado).
- ° Erosión ocasionada por altas velocidades. Por ejemplo: en codos y cambios de dirección.

3.4 PROBLEMAS ESTETICOS CAUSADOS POR PROCESOS CORROSIVOS

El deterioro de tuberías metálicas de cobre, hierro, zinc y manganeso, metales que participan en algunas aleaciones, son disueltos en el agua debido a la corrosión. Estos contaminantes secundarios en concentraciones por encima de los límites sugeridos, pueden hacer el agua indeseable para consumo industrial y uso doméstico debido a que le comunican sabor, color (aguas rojas) y manchan ropa y porcelanas. El síntoma más común de problemas de corrosión en los sistemas domiciliarios de agua que están contruidos con materiales ferrosos, es la presencia de "aguas rojas" después de períodos de retención prolongados, ejemplo, de la noche al día.

Concentraciones máximas admitidas para agua potable, según la Agencia de Protección del medio ambiente en los Estados Unidos Americanos (EPA) y Norma Nacional (Decreto 2105, Min salud).

	E.P.A. (Mgr/LITRO)		MINSALUD (Mgr/LITRO)	
Cobre	1	"	1.0	"
Hierro	0.3	"	0.3	"
Zinc	5	"	10.	"
Manganeso	50	µgrs/Litro	100	µgrs/Litro

El zinc causa sabor astringente en el agua.

El cobre le transmite sabor desagradable al agua.

El Manganeso además de sabor, causa turbiedad y color.

El hierro causa manchas, sabor, turbiedad y color.

3.5 PROBLEMAS ECONOMICOS CAUSADOS POR PROCESOS CORROSIVOS INTERNOS EN LAS TUBERIAS

Se enumeran a continuación los costos económicos causados por los procesos corrosivos en los sistemas de distribución de agua.

- ° Costo de reposición y reparación de redes de distribución instalaciones domiciliarias.
- ° Pérdida de agua potable por daños en las redes e instalaciones domiciliarias.
- ° Incremento de los costos de bombeo por el aumento de la rugosidad por la formación de tubérculos y picaduras en la

superficie de los tubos.

° Costo del agua que se deja de vender por disminución de la cantidad, calidad y continuidad del suministro debido a reparaciones y disminución de las cotas de servicio causadas por el incremento de las pérdidas hidráulicas.

° Otros costos no cuantificables en dinero, tales como malestar entre los usuarios por bajas en la calidad del suministro.

Se considera que la pérdida anual por la corrosión en sistema de agua potable en E. U. A. es de 700 millones de dólares, este valor no cubre los efectos en los sistemas domiciliarios internos.

3.6 IMPLICACIONES EN LA SALUD DE LOS CONSUMIDORES DEBIDO A PROCESOS CORROSIVOS

La acción agresiva de las aguas sobre las tuberías, disuelve metales tales como plomo, cadmio, cobre y otros metales pesados que constituyen un peligro para la salud de los consumidores. En las tuberías de asbesto-cemento los procesos agresivos, ocasionan la liberación de fibras de asbesto, material que está siendo involucrado como responsable de causar enfermedad en el hombre.

CONCENTRACIONES MAXIMAS ADMISIBLES EN AGUA POTABLE

	E.P.A.	MINSALUD
Plomo	50 μ grs/Litro	50 μ grs/Litro
Cadmio	10 "	5 "

No existe actualmente norma para asbesto en agua potable.

El plomo ha sido usado durante muchos años en las redes antiguas de distribución de agua potable y en ellas se ha encontrado que en la medida que un agua es corrosiva, el contenido de plomo disuelto en agua se incrementa y con la misma tendencia se ha encontrado el contenido de plomo en la sangre de los usuarios de los suministros; es importante anotar que el plomo es un constituyente de las tuberías galvanizadas. Las experiencias de los E. U. A. indican que un poco menos del 4% de las muestras de agua analizadas excedían a 50 μ grs/Litro que es límite, igualmente detectaron que estos contenidos de plomo son debidos a problemas de corrosión en tuberías metálicas.

3.6.1 Efectos del plomo en la salud humana

- ° Efecto acumulativo en el cuerpo humano
- ° Anemia

- ° Disfunción neurológica
- ° Enfermedad renal en niños y adultos
- ° Hipertensión en adultos
- ° Efectos teratogénicos
- ° Disminución de capacidad de aprendizaje en los niños

Estudios realizados en el Reino Unido, han dado clara evidencia de la relación existente entre la corrosividad del agua y el contenido de plomo en la sangre de los usuarios.

El cadmio es un metal de alto potencial tóxico, cuando es ingerido o inhalado. Esto ha demostrado que aproximadamente el 6% del cadmio ingerido en alimentos o agua, es acumulado en el cuerpo.

3.6.2 Efectos del cadmio en la salud humana

- ° Presencia de tumores testiculares
- ° Disfunciones renales
- ° Hipertensión
- ° Arterioesclerosis
- ° Inhibición del crecimiento
- ° Cáncer

Schroeder y Kramer sugieren que la corrosión del cadmio de los materiales de plomería, particularmente las tuberías gal

vanizadas, contribuyen a que se presenten enfermedades cardiovasculares causadas por la hipertensión, otros autores han encontrado que existe relación entre el contenido de cadmio en el agua y fuertes procesos corrosivos en las redes de distribución. Las investigaciones realizadas proveen el suficiente soporte para la hipótesis de que el cadmio y el plomo disueltos de las tuberías galvanizadas, pueden ser factores de enfermedades cardiovasculares.

En algunas tuberías plásticas se utiliza cadmio para su producción. Revis, Schmuyer y Bull, encontraron que la presencia de plomo y cadmio en el agua de bebida, incrementa significativamente la presión sanguínea, el número y el tamaño de placas arterioescleróticas en la aorta, cuando se experimentaba en palomas. Igualmente hallaron que la presencia de Ion calcio en el agua reducía significativamente los efectos del cadmio y plomo sobre la presión sanguínea y la presencia de placas arterioescleróticas.

La patogénesis de la enfermedad cardiovascular no es conocida, pero se cree que los siguientes factores influyen:

° Dieta alimenticia. Las grasas y el sodio están asociados a la hipertensión.

° Agua de consumo. En algunas de las regiones de los Estados Unidos se ha observado que a mayor dureza del agua me

nor mortalidad por enfermedades cardiovasculares se presen
tan.

° Influencia genética.

° Edad.

° Hábitos de fumar.

Es necesario adelantar estudios epidemiológicos tendientes a precisar la relación existente entre el contenido del cad
mio y plomo, en las aguas de consumo humano en Colombia y las enfermedades cardiovasculares; igualmente hallar la relación entre el contenido de cadmio y plomo en el agua y el desarrollo de procesos corrosivos en las redes de distribución. La información existente sobre las investigaciones llevadas a cabo en países como E. U. A. y el Reino Unido, nos indican una fuerte correlación entre procesos corrosivos en las redes de suministro de agua y enfermedades cardiovasculares.

3.6.3 Asbesto

Cuando las tuberías de asbesto-cemento transportan aguas agresivas, es decir con bajo pH y bajo contenido de Ion calcio y alcalinidad total, existe el riesgo de que las fibras de asbestos estén presentes en el agua de consumo. En el momento no existe una norma de los E. U. A. ni de Colombia,

en la cual se fije el máximo valor admisible del contenido de fibras de asbesto en el agua de consumo humano, pero últimamente debido a que se ha precisado que la exposición al asbesto en las fábricas que producen compuestos, asbestos incrementan el riesgo de contraer cáncer, se duda si también el contenido de esas fibras en el agua puedan tener con el tiempo algún compromiso con el cáncer. En la actualidad se desarrollan investigaciones en este sentido, por ahora cualquier relación que se haga es especulativa.

3.6.4 Otros riesgos para la salud

Indirectamente, cuando debido a la corrosión se producen fugas de agua que obligan a suspender el suministro y si la red no es debidamente operada, se pueden originar dentro de ella presiones negativas que succionan aguas contaminadas desde el exterior de las tuberías, que pueden ser causa de enfermedad en los usuarios.

4. CALIDAD DE LAS AGUAS DEL PAIS DESDE EL PUNTO DE VISTA DE pH

La información actualizada sobre la calidad del agua potable suministrada en el país, no la tiene en su totalidad ningún organismo privado o estatal, se consiguen datos dispersos y no procesados.

Esta situación nos obligó a diseñar una encuesta sencilla (Ver anexo), mediante la cual se pretendía tener la siguiente información:

- ° Nombre de la empresa encuestada
- ° Tipo de fuente de abastecimiento
- ° Producción promedia mensual de agua
- ° Producto Químico utilizado para corregir el pH
- ° Cantidad de producto usado para corregir el pH (Kgs/mes)
- ° Problemas que se tienen con el producto
- ° Se determina o no el pH de estabilización
- ° Porcentaje de composición de las redes de distribución
- ° Conocimiento de seis (6) parámetros físico-químicos necesarios en el estudio del pH de estabilización

° Comentarios generales sobre el tema.

Se enviaron las encuestas por correo aéreo en el mes de Abril del presente año, dirigidas a los Gerentes de las Empresas, Acuas y Empresas de Acueducto y de Servicios Públicos del país.

Se esperaba recibir a finales del mes de Julio unas 300 encuestas diligenciadas, correspondientes a ese número de su ministros de agua. Posterior al mes de Julio se les recordó el diligenciamiento de la encuesta mediante el envío de una comunicación, sin lograrse las respuestas esperadas.

4.1 ENCUESTAS

ESPERADAS	DILIGENCIADAS	% ENCUESTAS DILIGENCIADAS
300	80	16.7%

Encuestas bien diligenciadas 37.

Encuestas mal diligenciadas 43.

Se consideraron encuestas mal diligenciadas aquellas que omitían información, es decir las que no se pudieron usar en su totalidad.

Resumen de la Información

	SUPERFICIAL	SUBTERRANEA	COMBINADA
Tipo de fuente	77	2	1
Producción promedio mensual			445092 Mts ³ /mes

4.2 PRODUCCION PROMEDIO MENSUAL

Si consideramos una dotación media de 250 Lts/habitante/dfa, los 445092 Mts³/mes, equivalen a una población de 59.346 habitantes por cada una de las 80 poblaciones encuestadas, es decir, la encuesta cubre a 4'747.680 de habitantes que son el 18% de la población colombiana.

4.3 PRODUCTOS QUIMICOS USADOS PARA CORREGIR pH

NINGUNO	C A L		OTROS
	Viva	Apagada	
62	12	6	0

De las 62 Plantas de Tratamiento que no aplican ningún producto químico, se discriminan así:

35 no la aplican porque les causa color en el agua

14 no dan explicación

10 consideran que no es necesario

3 no dosifican por falta de equipo dosificador

4.4 CONSUMO

	CAL VIVA (KILOS/MES)	CAL APAGADA
Consumo mensual total	200.366	28.663
Consumo mensual promedio por planta	16.697	4.777

Una (1) sola de las doce plantas que utilizan cal viva consume el 56.15% del consumido en el mes.

Dos (2) de las seis plantas que usan cal apagada consumen el 76.89% del total consumido en el mes.

4.5 PROBLEMAS CON EL USO DE SUSTANCIAS CORRECTORAS DE pH

Baja calidad	48
Difícil consecución	0
Falta de presupuesto	0
Falta de dosificadores apropiados	3

Ninguno	3
Inconvenientes de almacenamiento	1

El 60% de las Plantas encuestadas se quejan de la mala calidad del producto. Los más altos consumidores se quejan de falta de dosificadores apropiados, lo cual podría indicar que dosificar considerables cantidades de cal requiere equipos y un manejo especial.

Uno (1) de los encuestados considera que su mayor problema es el de que no puede almacenar la cal por períodos largos, debido a la Hidratación de la cal y los regueros y pérdidas de material.

4.6 SE HACEN PRUEBAS PARA DETERMINAR EL pH DE ESTABILIZACIÓN

Rutinariamente	31
Esporádicamente	1
No se han hecho	2

46 encuestas no responden la pregunta, lo cual indica que no lo consideran necesario o desconocen su importancia.

4.7 PORCENTAJE DE COMPOSICION DE LAS REDES DE DISTRIBUCION

78 de los 80 encuestados respondieron este punto. La composición promedio de las redes de distribución de los 78 suministros de aguas es de la siguiente forma:

Asbesto cemento	48.60%
P.V.C.	19.15
H.F.	13.63
Hierro galvanizado	12.83
Acero	3.82
Bronce	1.73
Concreto reforzado	0.21

4.8 PARAMETROS FISICO-QUIMICOS

Los parámetros físico-químicos solicitados en la encuesta, permiten calcular el índice de agresividad descrito en 2.3.3

$$I.A. = pH + \text{Log} (Ca^{++} \times Alc \text{ total})$$

Los índices de Langerie y Ryznar no se pueden aplicar debido a que no solicitamos la información del contenido de sólidos totales y el de temperatura. Consideramos que conseguir el contenido promedio anual de sólidos totales disueltos en los suministros de agua potable del país era improbable. Sólo siete (7) de las 80 encuestas tenían la información físico-química completa.

27 tenían la información incompleta y 46 encuestas carecían por completo de la información.

Las 27 encuestas que tenían incompleta la información carecen del dato de dureza cálcica, por lo cual no se puede precisar el contenido de Ion calcio, pero si consignan el contenido de dureza total. En razón de que este trabajo es sólo una preliminar aproximación a un diagnóstico profundo que se deberá desarrollar en el futuro, consideramos pertinente hacer una suposición consistente en asumir que el 70% de la dureza total corresponde a dureza cálcica, suposición que tiene validez en algunos tipos de aguas naturales.

4.8.1 Índice de Agresividad para las siete (7) encuestas completas

	MAXIMA	MINIMO	PROMEDIO
I.A.	11.09	9.63	10.57

Los valores máximos y promedio catalogan a las aguas con condiciones de moderada agresividad.

El valor mínimo, es considerado extremadamente agresivo.

Es importante anotar que el I.A. fue hallado en investigaciones con tuberías de asbesto-cemento, que son justamente las

que mayor porcentaje de utilización mostró la encuesta.

4.8.2 Índice de Agresividad para las 27 encuestas incompletas, con la suposición de que el 70% de la dureza total corresponde a dureza cálcica

	MAXIMO	MINIMO	PROMEDIO
I.A.	11.54	8.00	10.39

Los valores máximos y promedios caracterizan a estas aguas como moderadamente agresivas.

El valor mínimo indica que esta agua es extremadamente agresiva.

La información promedio del I.A. nos indica que las tuberías de asbesto-cemento, están sufriendo un proceso de agresividad con bastante posibilidad de que haya el desprendimiento de fibras de asbesto en el agua transportada.

Realizando un cálculo del índice de Langerie y Ryznar para un agua con datos promedios a los obtenidos en la encuesta, tenemos:

I.L. = -1.5 agua ligeramente corrosiva sin formación de escama o recubrimiento

I.R. = 10.5 intolerable corrosión.

Los índices de Langerie y Ryznar promedios para las aguas analizadas, indican que las tuberías metálicas expuestas a estas aguas, están sufriendo de un proceso corrosivo con probabilidad de estar solubilizando hierro, zinc, cobre, plomo y cadmio de las tuberías galvanizadas, hierro fundido y cobre, tanto de la red de distribución como de las instalaciones domiciliarias.

Los costos económicos que se están causando por la corrosión y la agresividad de estas aguas, no es fácil de calcular para el caso colombiano, puesto que se carece de mucha información, pero si se puede tener una aproximación si se hace una extrapolación de los datos con que trabajan los Norteamericanos, aclarando que en los Estados Unidos se tienen mejores condiciones de corrección de pH y existe control gubernamental al problema de la corrosión y sus implicaciones, tales como los riesgos en la salud del consumidor. Ninguna de las fuentes de suministro presenta características de ser incrustante.

Los 10 encuestados que consideraron no necesaria la aplicación de cal, tienen aguas agresivas, el I.A. promedio fue de 9.80.

5. CALIDAD DE LAS MATERIAS PRIMAS CORRECTORAS DE pH

La encuesta no solicitaba información sobre los parámetros que se miden para precisar la calidad de las materias primas usadas. Indirectamente se daba la posibilidad de que se hicieran comentarios sobre la calidad de los materiales utilizados. El 60% de los encuestados consideró que el mayor inconveniente en la aplicación, era originado en la baja calidad del producto.

Una vez conocimos que no se usaba un producto diferente a la cal viva y a la cal apagada, y que estos materiales eran considerados de baja calidad, procedimos a conseguir algunos datos de la calidad de la cal viva consumida, encontrándonos que los dos (2) parámetros más importantes, contenido de óxido de calcio y materia insoluble, varían así:

	NORMA ICONTEC	CALIDAD	
		MAXIMA	MINIMA
CaO	80%min.	90.8	59
Materia insoluble	5%max.	0.8	15

Análisis efectuados de acuerdo al procedimiento indicado

por ICONTEC.

Se observan diferencias en las calidades del producto, mientras algunos productores presentan una calidad buena y uniforme, otros presentan variabilidad en la calidad con algunas muestras buenas y otras malas, y otros proveedores siempre presentan mala calidad.

En cuanto a la reactividad y granulometría, se puede comentar que, generalmente, cuando un proveedor o fuente de cal es de alta reactividad, esta característica permanece constante; igual situación sucede cuando tiene baja reactividad. La permanencia en la granulometría de la cal de un productor se cumple generalmente, a no ser que se cambie el tipo de material quemado.

Se observó que muy pocos proveedores cumplen con la norma en su totalidad, algunos cumplen con el contenido de CaO y material insoluble, pero presentan baja reactividad y granulometría fina. Estas dos últimas características hacen difícil el proceso de apagado, teniéndose que, en ocasiones, modificar los equipos usados, para hacer que el proceso sea eficiente y las condiciones ambientales (polvo) disminuyan.

El mayor inconveniente que se tiene actualmente en el país,

es el que la mayoría de los productores de cal usan procedimientos artesanales de quemado (hornos verticales y uso de madera, llantas y/o carbón mineral como combustible).

El uso de hornos verticales no permite un quemado uniforme del material rico en cal, y además se contamina el material producido; es recomendable que el material sea quemado en hornos horizontales con la aplicación del calor necesario y usando combustibles apropiados.

Otro aspecto importante que hace que las cales del país en general sean de mala calidad, es el de que no se selecciona previamente el material a quemar, resultando por consiguiente altas concentraciones de material insoluble.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

° Ante los resultados de la encuesta, es necesario adelantar un estudio epidemiológico de las enfermedades comprometidas con la presencia de cadmio, plomo, otros metales y asbesto cemento en las aguas de consumo, por acción de procesos agresivos.

° Solicitarle al Ministerio de Salud que haga una revisión de la información sobre la calidad de las aguas que suministran las Plantas de Tratamiento del país, específicamente sobre pH de saturación.

° Revisar el artículo 16 del Decreto 2105 del Ministerio de Salud, en donde se establecen rangos de pH para el agua potable, sin tener en cuenta la importancia del pH de saturación.

° Promover cursos de actualización en el tema a varios niveles, desde el nivel operativo hasta el administrativo, con el fin de crear conciencia acerca de su importancia.

Mediante la encuesta se detectaron deficiencias en los conocimientos del tema.

° Impulsar planes de industrialización de la producción de cal y el incremento de la producción de carbonato de sodio.

Una gran cantidad de cal usada en las plantas de potabilización, es procesado en forma artesanal.

Con la participación del I.F.I. y de Colciencias, se puede mejorar la producción y comercialización de estos productos.

° Impulsar estudios que avancen más en este tema, la Universidad colombiana y el Ministerio de Salud con la colaboración de ACODAL, deben desarrollar un programa de evaluación de la corrosividad y sus costos.

° Se estima que el costo de dosificar un corrector de pH en todos los sistemas de acueducto existentes, que carecen de él, es de 400 millones de pesos anuales (incluye costo de productos químicos y equipos de dosificación) - US \$2.5 millones.

° Si extrapolamos los costos causados por la corrosión en las redes de distribución de los E. U. A., en donde se hacen más o menos eficientes controles al pH que los hechos en Colombia, el costo causado por la corrosión en tuberías de las redes de acueducto (no incluye domiciliarias) sería de \$ 7.040 millones por año - US \$44 millones, es decir, prevenir los efectos de la corrosión cuesta el 5.68% de

los costos causados por la corrosión.

° El país debe continuar avanzando en el ataque al problema hasta llegar a reducir o eliminar por completo los problemas de corrosión interna de las redes de acueducto.

BIBLIOGRAFIA

- Apagado de la Cal y Manejo de la Lechada. National Lime Association. Boletín No. 213. Washington.
- AWWA Standard for Quicklime and Hydrated. Lime, AWWA, B202-83.
- BLAKE, Richard T. Water Treatment for HVAC and Potable Water Systems. New York, Mc Graw-Hill Book Co., 1.980.
- Determining Internal Corrosion Potencial In Water Supply System Comitter Report. Journal AWWA, 76:8:83, Agosto/84.
- GERMAIN, L.; COLAS, L. y ROUGUET, J. Tratamiento de las aguas. Barcelona, Omega, 1.982.
- KEMMER, Frank N. The Nalco Water Hand-book. New York, Mc Graw-Hill Book Co., 1.979.
- Norma ICONTEC C 20-69/77. Primera Revisión. Icontec. Bogotá.
- RODIER, J. Análisis de las aguas. Barcelona, Omega, 1.981.
- SINGLEY, Edward J. and YE LEE, Ting. Pipe Loop Systems Augments corrosion studies. Journal AWWA, 76:8:76, Agosto-1.984.
- TCHOBANOGLIOUS, G. y SCHROEDER, E. Water Quality. Addison Wesley Publishing Co., 1.985.
- The relation ship of Minerals Commonly Found in Drinking Water to Athersclerosis and Hypertension in Pigeons-N.W. Revis, R.L. Schmuyer and R. Bull, 74:12:656, Diciemb/82.

3 Water Supply and Sanitation in Developing Countries-The
Institution of Water Engineers and Scientists. London,
1.983.

TRAIN, Rossell E. Quality Criteria for Water. Castle Hou-
se Publications, 1.979.

A N E X O S

ANEXO # 1.

A-563

Cali, Marzo 27/85

Doctor

Ciudad

Como es de su conocimiento, la Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, ACODAL, reúne en su seno a todas las Empresas de servicios públicos de Colombia, encargadas de suministrar agua para consumo humano e industrial, y tiene como objetivos ayudar a solucionar los problemas comunes a ellas.

ACODAL - Seccional Valle del Cauca, ha detectado que uno de los problemas más críticos en cuanto a calidad del agua se refiere, es el de la mala calidad de las sustancias vendidas en Colombia para la corrección del pH, lo cual ocasiona procesos de corrosión en las redes y por lo tanto una menor vida útil de las mismas.

Con el fin de hacer un estimativo preliminar para interesar al Gobierno en la solución de este grave problema, hemos elaborado la encuesta adjunta para que sea diligenciada por el personal que usted estime apropiado.

Mucho le agradeceríamos devolverla en un plazo de treinta (30) días a la siguiente dirección: ACODAL - Seccional Valle
Apartado Aéreo 6720
Cali - Colombia.

Atentamente,

Comité de Calidad del Agua

Anexo: Encuesta

1. Nombre de la Empresa: _____

2. Fuente de abastecimiento:
 - 2.1 Superficial
 - 2.2 Subterránea
 - 2.3 Combinada

3. Producción promedia mensual de agua suministrada a la comunidad, durante 1.984 (metros cúbicos por mes): _____

4. Producto Químico utilizado para corregir el pH:
 - 4.1 Cal viva
 - 4.2 Cal apagada
 - 4.3 Carbonato de sodio
 - 4.4 Hidróxido de sodio
 - 4.5 Otro tipo de sustancia: _____
 - 4.6 Acido (explique el tipo): _____
 - 4.7 No se considera necesario

5. Cantidad de sustancia química utilizada para corregir el pH durante 1.984 (kilogramos por mes). Si ha utilizado más de una sustancia, especifique cada una: _____

6. Qué tipo de problemas tiene con las sustancias correctoras de pH:
 - 6.1 Baja calidad
 - 6.2 Difícil consecución
 - 6.3 Falta de presupuesto
 - 6.4 Falta de dosificadores apropiados
 - 6.5 Ninguno

7. Se hacen pruebas para determinar el pH de estabilización?
 - 7.1 Rutinariamente
 - 7.2 Esporádicamente
 - 7.3 No se han hecho

8. Haga su mejor estimativo, indicando los porcentajes de composición de las redes de distribución:

8.1 Hierro fundido	_____	%
8.2 Acero	_____	%
8.3 Concreto reforzado	_____	%
8.4 Asbesto cemento	_____	%
8.5 PVC	_____	%
8.6 Otros (explique)	_____	%

9. Proceda a llenar el cuadro siguiente con el valor promedio de 1.984, de los análisis realizados al agua suministrada a la ciudad.

PARAMETRO	CONCENTRACION	EXPRESADO COMO:
Alcalinidad total		Mgrs/litro CaCO_3
Dureza total		Mgrs/litro CaCO_3
Dureza cálcica		Mgrs/litro CaCO_3
Acidez total		Mgrs/litro CaCO_3
CO_2		Mgrs/litro CaCO_3
pH		Unidades

En la situación de que la Entidad administre más de una Planta de Tratamiento, solicitamos diligenciar un (1) formulario para cada Planta de Tratamiento.

10. Haga los comentarios que considere convenientes: _____

A C O D A L

XXVIII CONGRESO NACIONAL

Noviembre 21 al 24 de 1985

Cúcuta

" HIDRAULICA DE LA OPERACION CONJUNTA DE BOMBAS EN PARALELO "

ANTONIO CASTILLA R.

GERARDO GALVIS C.

Santiago de Cali Octubre de 1985

**"HIDRAULICA DE LA OPERACION CONJUNTA DE
BOMBAS EN PARALELO"**

RESUMEN

En este trabajo se define lo que es una bomba virtual que reemplaza a una bomba real y que permite el fácil análisis de bombas centrífugas que operan en paralelo. La bomba virtual no tiene tubería de succión e incluye en su estructura la tubería de impulsión hasta el punto que se requiera. Se dan ejemplos de cálculo tanto gráficos como analíticos.

**ANTONIO CASTILLA R.
GERARDO GALVIS C.**

Call octubre 1985

ESTUDIO HIDRAULICO DEL TRABAJO DE VARIAS BOMBAS
EN PARALELO POR EL METODO DE LAS BOMBAS VIRTUALES

1. INTRODUCCION

En el campo del abasto y la remoción de aguas el tipo más común de estación de bombeo tiene dos (2) o más máquinas operando en paralelo.

Diferentes procedimientos se han seguido para determinar los puntos de operación de cada una de las bombas trabajando bien sea individualmente o en paralelo y descargando contra el mismo sistema principal de impulsión. Estos procedimientos incluyen los siguientes criterios para el estudio hidráulico:

1. Las pérdidas de carga en la succión y en la impulsión secundaria de cada bomba (sin incluir el conducto o sistema principal de impulsión) son despreciadas para el cálculo de la curva característica del sistema.
2. Despreciar las diferencias en las pérdidas de carga que puedan existir en la impulsión secundaria y succión de las bombas e incluir las pérdidas de carga que se consideran importantes en esta parte de la instalación para el cálculo de la curva característica del sistema.

Ya que en los dos criterios anteriores se consideran iguales las pérdidas en la parte del sistema de conductos propios de cada máquina, se tiene entonces que si las bombas trabajan en paralelo y elevan desde el mismo nivel en la succión ellas deberán trabajar necesariamente contra la misma altura manométrica total de bombeo. Este comentario se ilustra más adelante bajo el subtítulo "Consideraciones hidráulicas básicas y definición de términos".

Es de anotar que procedimientos de cálculo basados en los criterios anteriores, particularmente en el segundo, producen buenos resultados para algunos problemas prácticos, especialmente cuando las pérdidas de carga en los conductos propios de cada bomba son pequeñas comparadas con las que se presentan en la tubería de impulsión principal y por lo tanto no determinan la forma de la curva característica del sistema contra el cual se bombea.

Las bombas virtuales, como se verá en el desarrollo de este material, son máquinas imaginarias que carecen de tuberías de succión e impulsión secundaria y que se caracterizan por trabajar siempre contra la misma altura manométrica total cuando operan en paralelo, sin que para conseguirlo se requieran suposiciones que puedan implicar soluciones sólo aproximadas, como sucedería con los criterios anteriores. Este concepto de bombas virtuales simplifica grandemente el cálculo hidráulico de los puntos reales de operación y en general la comprensión física del problema.

Si para un sistema de bombeo dado se toma como curva característica de la bomba virtual una que incluya tanto la tubería de succión como la de impulsión hasta el punto de descarga, se tendría que la longitud del sistema contra el cual se bombearía sería cero (0) y las pérdidas de carga correspondientes nulas. Consecuentemente la curva característica de este sistema estaría dada simplemente por valores de altura estática versus caudal.

La variante anterior del concepto de bombas virtuales fue utilizada por los autores en desarrollo del proyecto para dos (2) estaciones de drenaje en el norte del Valle del Cauca (Ref. 1) lo que facilitó grandemente el trabajo de cálculo del tránsito de caudales para comprobar que la capacidad de las unidades y su forma de operación se acomodaban a las limitaciones existentes en el proyecto, en una situación en que las alturas estáticas de bombeo variaban significativamente.

Con posterioridad a la ejecución del trabajo anterior apareció una aproximación al método en la Ref. (2).

Lo que aquí se describe e ilustra constituye un desarrollo adicional a lo indicado en las dos referencias antes citadas, facilitando además el estudio hidráulico de bombas que descargan todas en un múltiple de longitud significativa. En una aplicación reciente el método presentado resultó de gran flexibilidad y utilidad (Ref. 3).

2. CONSIDERACIONES HIDRAULICAS BASICAS Y DEFINICION DE TERMINOS

Refiriéndose a la Figura 1 se plantea la ecuación de Bernoulli desde los niveles de los pozos de succión de cada bomba hasta el punto 4, en donde existe una carga H_4 común a las rutas 1 - 2 - 4 y 3 - 4.

Por la ruta 1 - 2 - 4 se tiene:

$$H_A = H_4 + H_{f14} \quad (1)$$

y por la ruta 3 - 4 se tiene:

$$H_B + Z = H_4 + H_{f34} \quad (2)$$

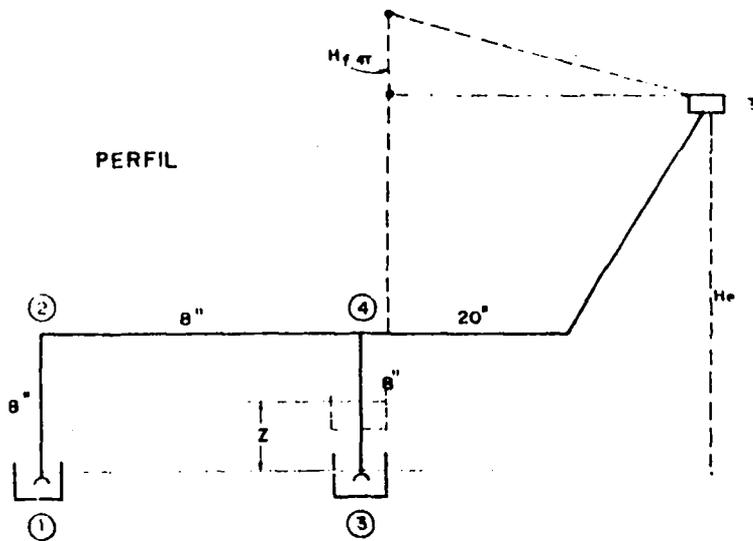
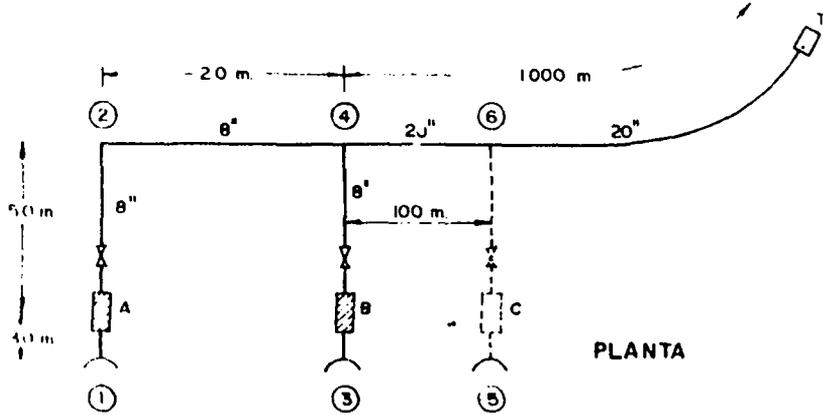
En donde:

H_A = altura manométrica total de la bomba A. (o altura dinámica total)

H_B = altura manométrica total de la bomba B.

H_4 = carga en la tubería principal en el punto 4, medida con respecto al eje de referencia que pasa por el nivel del agua en el pozo de succión de la bomba A.

Z = altura con respecto al eje de referencia, del nivel del agua en el pozo de succión de la bomba B.



ESQUEMA DE INSTALACION DE BOMBAS
QUE TRABAJAN EN PARALELO.

H_{f14} = pérdidas de carga totales por la ruta 1 - 4

H_{f34} = pérdidas de carga totales por la ruta 3 - 4

Se ha supuesto que las cargas de velocidad en los puntos 1 y 3 son nulas.

Restando (1) - (2):

$$H_A - H_B - Z = H_{f14} - H_{f34} \quad (3)$$

Si se restringe el problema admitiendo que las dos bombas trabajen contra la misma altura dinámica total, entonces:

$H_A = H_B$ y se obtiene como condición:

$$H_{f34} - H_{f14} = Z \quad (4)$$

Si además el nivel del agua en los pozos de succión de A y B es el mismo entonces $Z = 0$ y se obtiene como condición:

$$H_{f14} = H_{f34} \quad (5)$$

Es decir, para este caso, la condición para que las bombas trabajen contra la misma altura dinámica total es que las pérdidas de carga

por la ruta 1 - 4 sean iguales a las de la ruta 3 - 4, lo cual no es el caso más general, para los caudales Q_A y Q_B correspondientes.

Las ecuaciones (1) y (2) dan las bases teóricas para analizar el comportamiento de las bombas que trabajan en paralelo. Para esto se transforman así:

$$H_4 = H_A - H_{f14} \quad (6)$$

$$H_4 = H_B - H_{f34} \quad (\text{para } Z = 0) \quad (7)$$

Antes de seguir adelante se define una bomba virtual como una máquina imaginaria formada por la bomba real suministrada por el fabricante y todos los accesorios y tuberías hasta el punto de la tubería de impulsión indicado con el subíndice.

En el caso de la Figura 1 las bombas reales están representadas por los rectángulos A y B y la bomba virtual A_4 estaría formada por la bomba A y todos los accesorios y tuberías desde el punto 1 hasta el punto 4. La bomba virtual B_4 estaría formada por la bomba B y todas las tuberías y accesorios desde el punto 3 hasta el punto 4. En este estudio las bombas virtuales serán designadas añadiendo siempre la palabra virtual y un índice numérico el cual indica cuál es el punto final de la bomba virtual.

La tubería de impulsión principal es la tubería desde el último empate de bombas que trabajan en paralelo, hasta el tanque final de descarga. En el caso de la Figura (1) la tubería de impulsión principal es el tramo 4-T. Una tubería de impulsión secundaria es la que corresponde al tramo A-2-4. La tubería de impulsión secundaria de la bomba B está formada por el tramo B-4.

3. ILUSTRACION DEL METODO CON UN SISTEMA DE DOS BOMBAS

De acuerdo con las definiciones anteriores y con las ecuaciones (6) y (7), si las bombas A y B trabajan con alturas dinámicas totales H_A y H_B , las bombas virtuales A_4 y B_4 trabajan con alturas dinámicas totales iguales ambas a H_4 .

Obsérvese que las bombas virtuales carecen de tuberías de succión y de impulsión secundarias y que, además, trabajan siempre con la misma altura dinámica total H_4 , aun cuando $H_A \neq H_B$. Esta idea facilita el análisis de bombas que trabajan en paralelo.

La curva característica de un bomba virtual, por ejemplo, para la bomba virtual A_4 , se obtiene como sigue: a la altura H_A se le restan las pérdidas de carga para el caudal Q_A en el tramo 1 - 2 - 4. Se obtiene así el valor de H_{A4} , para el caudal Q_A .

Haciendo referencia a la Figura 2 se mostrará en los párrafos siguientes

cómo se trabaja con las curvas virtuales en un sistema de bombas instaladas en paralelo, por ejemplo, las bombas A y B. La información numérica, sobre estas bombas y sus virtuales aparece en la Tabla 1.

Las dos bombas A y B trabajan con un sistema de tuberías según se muestra en la Figura (1), con un coeficiente C de Hazen-Williams igual a 100. Las tuberías de impulsión secundarias y las de succión son de $\phi = 8"$ y de 10 m de longitud total para la bomba A y de 8 m para la bomba B. No se han tenido en cuenta las pérdidas de carga en accesorios y válvulas para no complicar innecesariamente el problema y facilitar así su descripción. Sólo se han tenido en cuenta las pérdidas por fricción en las tuberías. La tubería de impulsión principal, el tramo 4-T, es de $\phi = 20"$, $C = 100$ y $L = 1000$ m.

La altura estática de bombeo es de $H_e = 9.00$ m.

3.1 SOLUCION GRAFICA

La solución del problema de las dos bombas A y B trabajando en paralelo se obtiene a partir de la condición siguiente:

Los caudales Q_A y Q_B producidos por las dos bombas con alturas manométricas totales H_A y H_B deben producir en el punto 4 una carga de energía H_4 en forma tal que con dicha carga la tubería de impulsión principal 4-T pueda transportar el caudal $Q_A + Q_B$ venciendo la fricción

TABLA 1

PUNTOS DE TRABAJO DE LAS BOMBAS REALES Y CALCULO DE LAS PERDIDAS PARA LA OBTENCION
DE LAS CURVAS DE TRABAJO DE LAS BOMBAS VIRTUALES

CAUDAL (lps)	Alturas de trabajo Bombas reales		Pérdidas de carga en tubería de succión e impulsión secundaria ϕ 8" ; $C = 100^*$			Alturas de trabajo Bombas virtuales	
	H_A (m)	H_B (m)	S (m/m)	L = 10 (m)	L = 8.0 (m)	H_{A4} (m)	H_{B4} (m)
000	15.00	20.00	000	000	000	15.00	20.00
50	14.61	19.62	0.019	0.19	0.15	14.42	19.47
100	12.61	17.61	0.069	0.69	0.55	11.92	17.06
150	8.07	13.08	0.147	1.47	1.18	6.60	11.90
200	0.26	5.26	0.251	2.51	2.01		3.25

* Ecuación de Hazen - Williams

en dicha tuberfa y la altura estática H_e . Por lo visto en los párrafos anteriores, se sabe que las dos bombas virtuales trabajan ambas contra la misma altura dinámica total H_4 . Se construye entonces una curva de las dos bombas virtuales trabajando en paralelo de la manera siguiente:

La bomba virtual A_4 produce un caudal Q_A para la altura H_4 . La bomba B_4 produce con la misma carga H_4 un caudal Q_B . Las dos bombas virtuales trabajando conjuntamente contra la carga H_4 producen el caudal $Q_A + Q_B$. El punto de la curva para trabajo conjunto está definido, pues, por las ordenadas $H = H_4$ y $Q = Q_A + Q_B$.

Se obtiene, para diferentes valores de H_4 la curva de H_4 vs $(Q_A + Q_B)$ indicada en la Figura (2) con el símbolo (AB)4. Corresponde a una bomba virtual que reemplaza a todo el sistema hasta el punto 4.

El punto de intersección de esta curva con la curva característica de la tuberfa para el tramo 4-T, sin incluir las tuberfas de impulsión secundarias, es la solución buscada. La información numérica para la tuberfa de 20" se muestra en la Tabla 2. Para la información suministrada se obtiene, gráficamente, con pequeños errores:

$$Q = Q_A + Q_B = 237 \text{ lps}; H_4 = 12.8 \text{ m}$$

$$Q_{A4} = 83 \text{ lps}; H_A = 13.4 \text{ m}$$

$$Q_{B4} = 144 \text{ lps}; H_B = 14.1 \text{ m}$$

TABLA 2. Curva caracterfstica de la tuberfa de Impulsi3n Principal en el tramo 4-T, con una altura est1tica He = 9.0 m.

Q (lps)	Gradiente (m/m)	P3rdidas en 1000 m (m)	H (m)	P3rdidas en 100 m (m)
000	000	000	9.00	000
50	0.00022	0.22	9.22	0.022
100	0.00080	0.80	9.80	0.080
150	0.00170	1.70	10.70	0.170
200	0.00290	2.90	11.90	0.290
300	0.00612	6.12	15.12	0.610

3.2 SOLUCION ANALITICA

El problema se puede resolver analfticamente con ayuda de un computador de bolsillo si con las regresiones correspondientes se obtienen las ecuaciones de las diferentes curvas. Para el caso en discusi3n se tiene:

$$H_A = 15.00 - 1.3527 \times 10^{-5} Q_A^{2.6237} \quad (8)$$

bomba real A

$$H_B = 20.00 - 1.3527 \times 10^{-5} Q_B^{2.6237} \quad (9)$$

bomba real B

$$H_{A4} = 15.00 - 4.29 \times 10^{-5} Q_{A4}^{2.4304} \quad (10)$$

bomba virtual A4

13

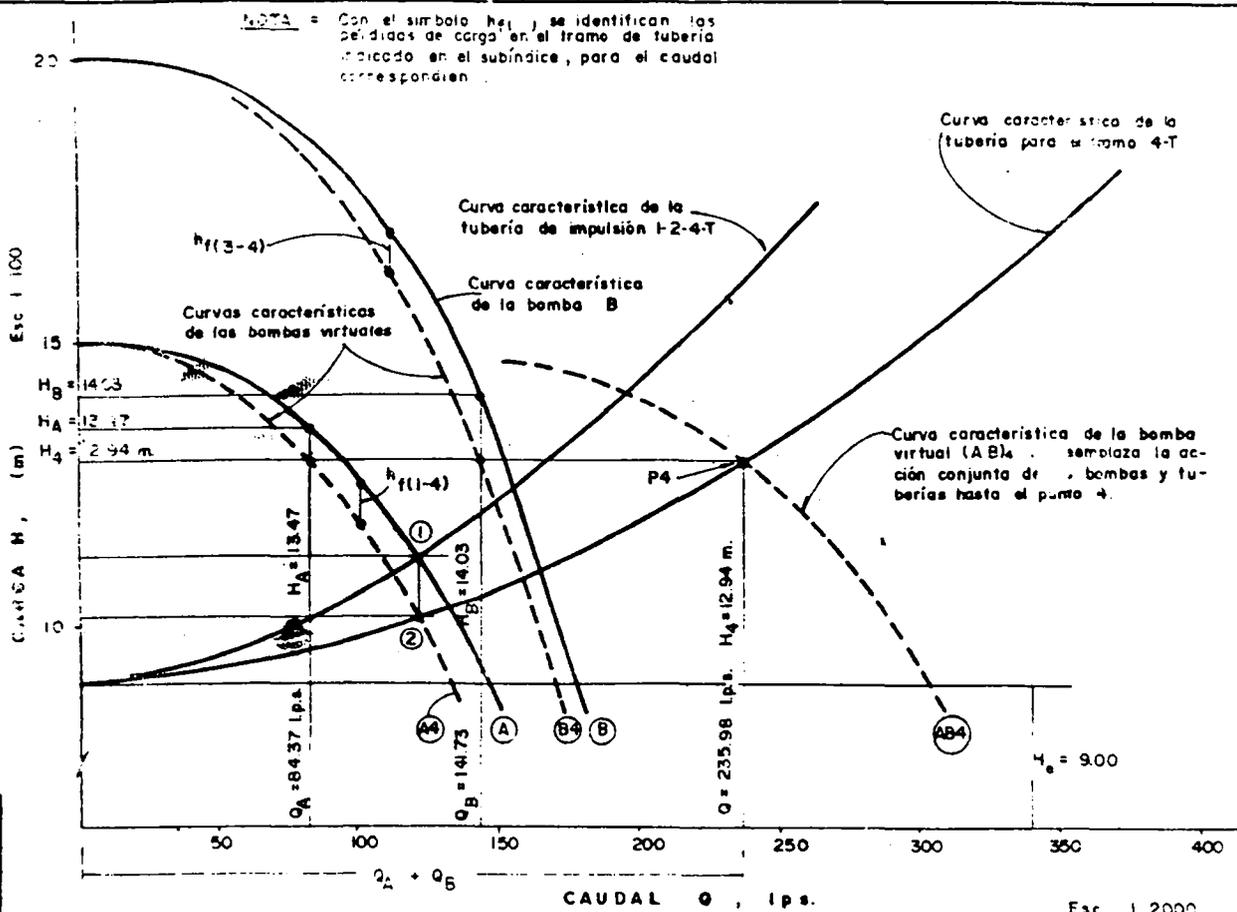


FIG. 2

TRABAJO CONJUNTO DE BOMBAS EN PARALELO

$$H_{B4} = 20.00 - 3.1098 \times 10^{-5} \times Q_{B4}^{2.4895} \quad (11)$$

bomba virtual B4

$$H_{(AB)4} = 15.00 - 1.1891 \times 10^{-10} Q_{(AB)4}^{4.3149} \quad (12)$$

bomba virtual (AB)4

$$H = 9.00 + 1.5202 \times 10^{-4} Q^{1.86} \quad (13)$$

para la tubería principal 4-T

Con las ecuaciones anteriores la solución buscada cumple con los siguientes valores:

1. Punto de intersección de las ecuaciones (12) y (13):

$$Q = 235.98 \text{ lps}, H_4 = 12.94 \text{ m}$$

2. Para el valor de $H_4 = 12.94$ se tiene por la ecuación (10);

$$Q_{A4} = Q_A = 84.37 \text{ pls y } Q_{B4} = Q_B = 141.73 \text{ lps.}$$

3. Por la ecuación (8) para el valor anterior de Q_A se obtiene $H_A =$

$$13.469 \text{ m.}$$

4. Y por la ecuación (9) para el caudal Q_B se tiene:

$$H_B = 14.03 \text{ m.}$$

3.3 PUNTO DE TRABAJO DE UNA BOMBA CUANDO SE SACA LA OTRA DE OPERACION

Supóngase ahora que se tienen las dos (2) bombas A y B trabajando en paralelo. Si por alguna razón se saca de operación la bomba B la bomba A cambia automáticamente su punto de operación, aumentando su caudal y disminuyendo por lo tanto su altura manométrica total. Las condiciones de trabajo para este caso se pueden encontrar con dos procedimientos diferentes:

1. Como el punto de intersección de la curva característica de la bomba A con la curva característica de la tubería 1 - 2 - 4 - T. Se obtiene el punto (1) de la Figura (2) que define el caudal y la altura manométrica total.
2. Como el punto de intersección de la bomba virtual A4 con la curva característica de la tubería de impulsión para el tramo 4-T. Se obtiene así el punto (2) de la Figura (2) que define el caudal. Para encontrar la altura manométrica total, desde el punto (2) se avanza verticalmente hasta encontrar la curva de la bomba A, punto (1). Por construcción, la distancia 1 - 2 es la pérdida de carga en el tramo 1 - 4 para el caudal obtenido.

4. ILUSTRACION DEL METODO CON UN SISTEMA DE TRES BOMBAS

Si se tuviera una tercera bomba cuya impulsión secundaria empatara en el punto (6) de la Figura (1), se procedería adicionalmente así:

Se transforma la curva (AB)4 en una segunda curva virtual restándole a cada altura manométrica las pérdidas de carga en el tramo 4 - 6 para cada caudal $Q_A + Q_B$, obteniéndose la curva (AB) 6.

Se obtiene después, como ya se explicó, la curva de la bomba virtual C 6.

Se combinan las dos curvas anteriores para obtener la curva (ABC)6.

Se encuentra la intersección de la curva (ABC)6 con la curva característica de la tubería para el tramo 6-T, intersección que define el punto de trabajo para las 3 bombas A, B, y C, trabajando conjuntamente en paralelo.

Devolviéndose, como ya se explicó para el caso de dos (2) bombas, se encuentran los valores individuales Q_A , Q_B , Q_C , H_A , H_B y H_C correspondientes a este caso.

En la Figura (3) se muestra el procedimiento, gráficamente.

A C O D A L
SECCIONAL DEL VALLE DEL CAUCA
INFORME DE LABORES 1985



JUNTA DIRECTIVA
1985-1986

Aparecen de izquierda a derecha:

Ing. Jaime Hernan Chicaiza - Vocal
Ing. Ignacio Restrepo - Vocal
Ing. Carlos Leonardo Guerrero - Vocal
Ing. Luz Piedad Hincapie - Directora Ejecutiva
Ing. Guillermo Valencia - Vocal
Ing. Jorge Sarmiento - Presidente
Ing. Libardo Sanches - Vicepresidente
Ing. Alberto Galvis - Suplente Rev. Fiscal
Ing. Luis Medina - Revisor Fiscal
Ing. Alejandro Cifuentes - Vocal
Ing. Maria Teresa Sterling - Coordinadora Eventos Especiales

1. CURSOS REALIZADOS :

1.1. Operación y Control de Piscinas

1.1.1. Cali (3) Enero, Marzo y Junio. Total Participantes: 54 personas

1.1.2. Cartago (1) febrero. Total participantes : 22 personas

1.1.3. Cartagena (1) Agosto. Total participantes : 29 personas

1.2. Operación de Plantas de Potabilización de Aguas

Cali (2) Marzo y Julio. Total participantes : 70 personas

1.3. Seminario Nacional de Aseo Urbano

Cali (1) Abril. Total participantes : 30 personas

1.4. Instalaciones Hidráulicas y Sanitarias en Edificaciones

Cali (1) Mayo. Total participantes : 6 personas

2. EVENTOS ESPECIALES :

Seminario Latinoamericano sobre Tratamiento de Aguas Residuales. Cali. Agosto. Total Participantes : 112

3. CONFERENCIAS :

Marzo 22. Los Programas de Ingeniería Ambiental en la Universidad del Valle. Ing. Jaime Aguilar. Asistentes : 33.

Octubre 10. Los Programas que ACUAVALLE adelanta en prestación de servicios y control de contaminación. Doctor Hector Jaramillo - Gerente de ACUAVALLE.

4. MESAS REDONDAS :

Abril 26. Mesa redonda sobre el Decreto 2104 de 1983. Residuos Sólidos. Asistentes : 30.

Julio 12. "Desarrollo Institucional de las Empresas de Agua" Asistentes : 15.

5. CONDECORACION, HOMENAJES Y PLACAS :

5.1. Medalla ACODAL Valle del Cauca otorgada al Ingeniero Gilberto Olave. Marzo 22.

5.2. Fotografía del Ing. Herbert E. Hudson resaltando su labor en países en vía de desarrollo. Planta Puerto Mallarino. Marzo 26.

- 5.3. Homenaje póstumo al Ing. Lauro Arturo. Seminario Aguas residuales. Agosto 19.
- 5.4. Placa conmemorativa. Inicio de la Campaña para salvar al Río Cali. Agosto 22.
- 5.5. Comida homenaje a Daniel Okun, George Tchobanoglus, Albert James, Gustavo Rivas Mijares, Jaap Lowe Koijmans. Agosto 22.

6. BOLETINES :

Cuatro (4) Boletines enviados a los afiliados a la Seccional.

7. COMUNICADOS :

Trece (13) Comunicados enviados a los Medios de Comunicación sobre :

- . Crisis suministro de cloro. Enero 17/85.
- . Tecnificación Juntas Directivas de Institutos y Empresas Públicas. Febrero 28.
- . El Día del Aseo. Marzo 13.
- . EMSIRVA y el Día del Aseo. Abril 11.
- . No a los Contratos llave en mano. Mayo 29.
- . EL Día del Medio Ambiente. Junio 5.
- . Precauciones con el uso de las Piscinas. Julio 7.
- . ACODAL alerta a la Industria sobre contaminación del Río Cauca. Julio 18.
- . Los problemas causados por la contaminación de nuestros ríos. Agosto 2/85
- . Decisiones administrativas en las Zonas Sanitarias del Valle. Agosto 9.
- . Conclusiones y Recomendaciones sobre Tratamiento de Aguas residuales. Agosto 28.

8. NUEVOS SOCIOS :

A la fecha la Seccional del Valle del Cauca cuenta con 117 socios.

9. REUNIONES JUNTA DIRECTIVA :

Dieciséis (16).

10. PERSONAL ADMINISTRATIVO :

1 Director Ejecutivo - Tiempo Completo

1 Secretaria - Medio Tiempo

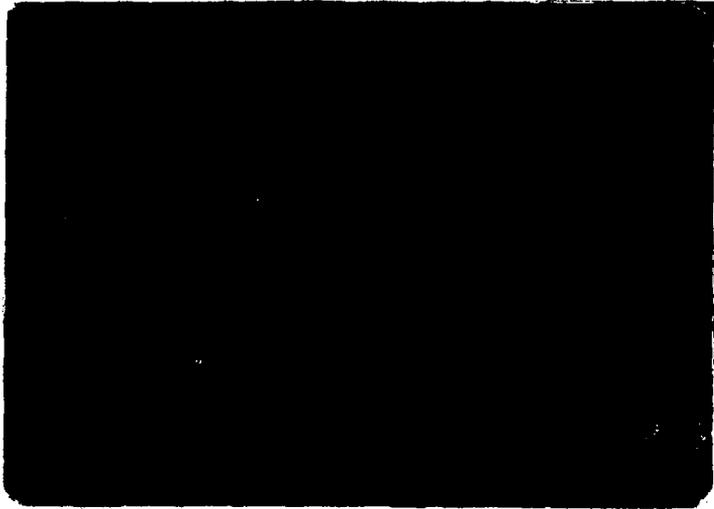
1 Mensajero - Medio Tiempo



OPERADORES PISCINAS - CALI -



OPERADORES PISCINAS - CARTAGENA



1º CURSO OPERADORES DE PLANTAS
CALI



**2º CURSO OPERADORES PLANTAS
CALI**



**SEMINARIO
DIRECTIVOS DE EMPRESAS DE ASEO**

**SEMINARIO NACIONAL PARA GERENTES Y DIRECTIVOS DE
LAS EMPRESAS DE ASEO URBANO - CALI**



COLOCACION PLACA DE CAMPAÑA PARA SALVAR AL RIO CALI

INSCRIPCION PLACA CAMPAÑA PARA SALVAR AL
RIO CALI :

"RUEGO A LOS PARTICIPANTES EN EL PRIMER
SEMINARIO LATINOAMERICANO DE TRATAMIENTO
DE AGUAS RESIDUALES QUE SOLICITEN A LAS
AUTORIDADES MUNICIPALES, DEPARTAMENTALES
Y NACIONALES, MI DESCONTAMINACION Y LA
REFORESTACION DE MI RIBERA HIDROGRAFICA.
POR FAVOR. NO ME DEJEN MORIR !"

EL RIO CALI

AGOSTO 22 DE 1985

DE IZQUIERDA A DERECHA : Albert James, George
Tchobanoglus, Daniel Okun, Gustavo Rivas
Mijares y Directivos de ACODAL - Valle del
Cauca.



SEMINARIO AGUAS RESIDUALES CALI

SEMINARIO LATINOAMERICANO SOBRE TRATAMIENTO DE
DE AGUAS RESIDUALES - AGOSTO 19 AL 23 - CALI

P A S I V O

PASIVO CORRIENTE

Obligaciones Financieras		
Obligaciones Comerciales		
Cuentas por Pagar	2.450.	
Impuestos por Pagar	1.800.	
Gastos Acumulados por Pagar		
TOTAL DEL PASIVO CORRIENTE		4.250.

PASIVOS ESTIMADOS Y PROVISIONES

Cesantías Consolidadas		
Otras Prestaciones		
TOTAL PASIVOS ESTIMADOS Y PROVISIONES		- 0 -

PASIVO LARGO PLAZO

Obligaciones Financieras		
TOTAL PASIVO LARGO PLAZO		- 0

PATRIMONIO

Capital Social		
Reservas		137.611.
Resultado Ejercicios Anteriores		2.154.570.41
Resultado Ejercicio en curso		
TOTAL PATRIMONIO		<u>2.154.570.41</u>

TOTAL PASIVO Y PATRIMONIO		2.296.431.41
---------------------------	--	--------------

VALORIZACIONES

De Activos Fijos		
De Valores Mobiliarios		
TOTAL VALORIZACIONES		- 0 -

TOTAL PASIVO, PATRIMONIO Y VALORIZACIONES		<u>2.296.431.41</u>
---	--	---------------------

CUENTAS DE ORDEN POR CONTRA

A C O D A L
ESTADO DE SITUACION FINANCIERA
EN 30 DE Septiembre DE 1985

A C T I V O

ACTIVO CORRIENTE

Caja	10.000.	
Bancos	154.926.41	
Depósitos	1.227.870.	
Cuentas por cobrar cuotas	- 0 -	
Cuentas por cobrar eventos	753.000.	
Cuentas por cobrar Asesorías e Investigaciones	- 0 -	
Cuentas por Cobrar Publicaciones	21.500.	
Deudores varios	- 0 -	
MENOS: Provisión para Cartera (CR)	- 0 -	
Inventarios	5.400.	
Gastos pagados por Anticipado	- 0 -	
TOTAL ACTIVO CORRIENTE		2.172.696.41

ACTIVO FIJO

Activo Fijo no Depreciable		
Activo Fijo Depreciable	123.735.	
MENOS: Depreciación Acumulada		
TOTAL ACTIVO FIJO		123.735.

OTROS ACTIVOS

Inversiones Permanentes		
TOTAL OTROS ACTIVOS		- 0 -
TOTAL DEL ACTIVO		

VALORIZACIONES

DE ACTIVOS FIJOS		
DE VALORES MOBILIARIOS		
TOTAL VALORIZACIONES		- 0 -

TOTAL ACTIVO Y VALORIZACIONES **2.296.431.41**

CUENTAS DE ORDEN

D I R E C T O R I O

1 9 8 5

SOCIOS DE ACODAL

SECCIONAL VALLE DEL CAUGA

ACODAL - Seccional Valle del Cauca presenta
a continuación los Ingenieros que el Valle
del Cauca ofrece a Colombia como recursos
para solucionar los problemas de Ingeniería
Sanitaria y Ambiental.

<u>NOMBRES</u>	<u>TITULO OBTENIDO</u>	<u>CAMPO DE EXPERIENCIA</u>	<u>AÑOS</u>	<u>DIRECCION</u>	<u>CIUDAD</u>	<u>TELEFONO</u>
ACEVEDO MARIA LUCERO	Ing. Sanitario	Híd. y Sanit.	3	C1 9B #50-100 Bloque C Apto 302	CALI	577823
ALBAN H. GUILLERMO	Ing. Civil	Híd. y Sanit.	20	C1 8 # 5-53	CALI	803732
ALVAREZ WILLIAM				Apartado Aéreo 068	PALMIRA	
AMEZQUITA HAROLD	Ing. Sanitario			A. A. 26310	CALI	
ANDRADE A CESAR	Ing. Sanitario	Diseño Hidra.	5	Cra. 65A #1A-50	CALI	517067
ANGULO ALEXANDER	Ing. Sanitario		1	Cra. 1D2 #45-11	CALI	465818
ARBELAEZ CARLOS A.	Ing. Sanitario		1	C1 34A #3CN-33	CALI	
ARBELAEZ FERNANDO	Ing. Sanitario		6	C1 9B #50-100 Bloque C Ap. 302	CALI	
AVILAN FLORALBA	Ing. Sanitario		6	Cra. 36B #18-08	CALI	351393
BAROZZI LEANDRO	Químico		15	UNIVALLE	CALI	521097
BEDOYA JORGE	Ing. Sanitario		3	C1 12 #13-51	CALI	861319
BERNA FELIPE	Ing. Sanitario		9	EMCALI Piso 10		
BERNAL Z. ALVARO				A. A. 1279	CALI	
BRAND EIDER	Ing. Sanitario		4	Cra. 45 #3A-08	CALI	584335
BUCHELI HERNAN	Ing. Sanitario	Trat. Aguas	3	C1 5A #39-64	CALI	531754
BUITRAGO LUIS FERNANDO				Cra. 22A #1-36	CALI	
CAMACHO FRANCISCO	Ing. Sanitario		1	Cra. 10 #48-148	PEREIRA	34430
CARBONEL DIEGO F.	Ing. Sanitario	Programación	5	Transv. 5 #D32-29	CALI	582974
CARVAJAL ALBERTO	Ing. Sanitario		2	C1 2 Oeste #26A-13	CALI	572562
CASTAÑO JAIME	Ing. Civil	Ing. Sanit.	16	A. A. 1356	CALI	682821
CASTILLA ANTONIO	Ing. Civil	Hidráulica	33	Av. 5N #17-83	CALI	615869
CELEITA NELSON				C1 4 #24A-85	CALI	
CIFUENTES ALEJANDRO	Ing. Sanitario	Aguas resid.	5	Cra. 49B #12B-84	CALI	373820
CUADROS MARIA EUGENIA	Ing. Sanitaria	Salud Pública	9	C1 8 #22-10	CALI	572618
COLLAZOS CARLOS	Ing. Sanitario		5	A. A. 50206	B/MANGA	386861

<u>NOMBRES</u>	<u>TITULO OBTENIDO</u>	<u>CAMPO DE EXPERIENCIA</u>	<u>AÑOS</u>	<u>DIRECCION</u>	<u>CIUDAD</u>	<u>TELEFONO</u>
CHICAIZA JAIME	Ing. Sanitario		1	Cra. 2B1 #46B-18	CALI	462853
DE LA CALLE OLGA LUCIA	Ing. Sanitario		2	Cl 9 #86-30	CALI	
DELGADO FERNANDO	Ing. Sanitario	Ing. Ambiental	5	Cl 12 #39-40	CALI	
DELGADO LUIS GERMAN	Ing. Sanitario		9	Cl 1B #40-07	CALI	896319
ESTRADA IVAN	Ing. Sanitario			Cl 7 #50A-63	CALI	
FEIJOO PHANOR	Ing. Sanitario		1	Cra. 36 #37-29	PALMIRA	
FERNANDEZ JUAN JOSE	Ing. Sanitario		1	Cra. 9 #5-84	SANTANDER	
FLOREZ LUIS HERNANDO	Ing. Sanitario		1	A. A. 1184	QUILICHAO	
FLOREZ OSCAR OCTAVIO	Ing. Civil	Diseño Const.	25	A. A. 5033	CALI	
FRANCO JORGE LUIS	Ing. Sanitario			Cl 12 #73-06	CALI	399627
GALVIS ALBERTO	Ing. Sanitario	Hidrául.-Sist.	5	Cra. 34 #26B-116	CALI	351947
GARCIA MARIA MERCEDES	Ing. Sanitario			Cl 7 #35-11	CALI	
GONGORA CHARLES	Ing. Sanitario			Cra. 12C #55-55	CALI	491927
GUERRERO CARLOS LEONARDO	Ing. Civil	Msc.Ing. Ambienta	12	Cl 20N #3N-44	CALI	611330
GUTIERREZ BRAULIO				Cra. 15 #18-14	CALI	
GUTIERREZ RODRIGO	Ing. Civil	Hidráulica	20	Av. 3N #13-29	CALI	621429
GUZMAN JUAN CARLOS	Ing. Sanitario		1	Cl 1 #14-02	CALI	802824
HERNANDEZ FABIO	Ing. Sanitario	Planeación	15	A. A. 9627	CALI	511749
HINCAPIE LUZ PIEDAD	Ing. Sanitario		1	Cra. 24 #9C-09	CALI	580529
HURTADO ALBERTO				Cl 5 #6-63	CALI	
HURTADO DIEGO HERNAN						
LOPEZ HUMBERTO	Ing. Sanitario	Salud Pública	9	C123N #6A-17 Of607	CALI	
LORA OLGA LUCIA	Ing. Sanitario		1	Cl 10 Sur #49-06	CALI	
LOZANO B. ALONSO	Ing. Sanitario	Aguas resid.	7	A. A. 9117	CALI	396820
LUNA C. NANCY	Ing. Sanitario		1	Transv. 25E #23-46	CALI	352403
LUNA R. JACINTO				A. A. 7076	CALI	
MEDINA LUIS EDUARDO	Ing. Sanitario	Potab. Aguas	17	Av. 10N #10N-02	CALI	688373

<u>NOMBRES</u>	<u>TITULO OBTENIDO</u>	<u>CAMPO DE EXPERIENCIA</u>	<u>AÑOS</u>	<u>DIRECCION</u>	<u>CIUDAD</u>	<u>TELEFONO</u>
MILLAN DIEGO	Ing.Sanit.Abog.	Hidráulica	5	Cra. 2B1 #47-77	CALI	465856
MONTENEGRO FARID	Ing. Sanitario			Cra. 23D #13B-43	CALI	
MOSQUERA ARGEMIRO	Ing. Sanitario			EMCALI Piso 13	CALI	
MOSQUERA ISABEL C.				Cra. 12 #4-62	CALI	
MUNDO JUAN M.	Ing. Civil		7	C1 30N #2Bis-43	CALI	661512
MUÑOZ R. CONSUELO	Ing. Sanitario			C1 9C #31A-18	CALI	551131
MURILLO ALFREDO	Ing. Sanitario		1	A. A. 837	ARMENIA	55754
NAVIA GUSTAVO	Ing. Sanitario		2	Cra. 35 #6-36	CALI	611330
NUÑEZ TEODOLINDO	Ing. Sanitario	Aguas Resid.	6	Cra. 3 #11-32 Of.509	CALI	803230
OBONAGA RODRIGO				C1 44 #6-04	CALI	
OCAMPO GLORIA AMPARO	Ing. Sanitario		1	Cra. 40A #9C-37	CALI	511931
OLIVEROS†. BETTY	Ing. Sanitario			Cra. 24C #3-05	CALI	566708
ORTIZ B. FERNANDO	Ing. Sanitario			Cra. 56 #11-36	CALI	
ORTIZ PABLO	Ing. Sanitario			C1A9B #50-100 Bloque J Ap. 301	CALI	
PALACIO WILLIAM	Ing. Sanitario			A. A. 5349	CALI	396839
PAYAN OSCAR				C1 8 #3-14	CALI	
PEÑA LUCIANO				A. A. 2188	CALI	
QUINTERO MAGALI	Ing. Sanitario		1	Cra. 3N #24-21	CALI	
RAMIREZ MARIA YOLANDA	Microbióloga		10	UNIVALLE Dp.Procesos	CALI	572014
RAMIREZ FRANCISCO A.	Ing. Sanitario		11	Cra. 1D Bis #52-35	CALI	417583
RAMOS PABLO	Ing. Sanitario			EMSIRVA Piso 16	CALI	
RANCRUEL JORGE	Ing. Sanitario		1	Cra. 25 #T16A-05	CALI	
RESTREPO IGNACIO	Ing. Sanitario		1	Av. 2 Bis N #34N-65	CALI	684817
RESTREPO INES	Ing. Sanitario		4	Cra. 45 #3A-08	CALI	584335
RICO MAURICIO	Ing. Sanitario		4	C1 10A #46-56	CALI	351235
ROBLEDO FRANCISCO	Ing. Sanitario	Programación	14	C1 8G #50A-50	CALI	511387
ROJAS M. GABRIEL	Ing. Sanitario		2	C1 5B #26-33	CALI	
RUBIANO FREDDY ALBERTO	Ing. Sanitario			A. A. 18097	CALI	424828
SALAZAR R. MERCEDES	Ing. Sanitario		1	C1 20 #41-92	BOGOTA	

<u>NOMBRES</u>	<u>TITULO OBTENIDO</u>	<u>CAMPO DE EXPERIENCIA</u>	<u>AÑOS</u>	<u>DIRECCION</u>	<u>CIUDAD</u>	<u>TELEFONO</u>
SANCHEZ LIBARDO	Ing. Sanitario	Aguas Potable	9	EMCALI Pto Mallarino	CALI	414191
SANTANDER JAVIER	Ing. Sanitario		1	Cra. 35 #19-25	PASTO	32033
SARMIENTO JORGE	Ing. Sanitario	Ing. Ambiental	17	UNIVALLE Dp.Procesos	CALI	512431
SARRIA LARRY				CI 3 #10-45	CALI	
SILVA FERNANDO	Ing. Sanitario			CI 17N #3-66	CALI	681226
SILVA IVAN				Cra. 6 #1-01	CALI	
SILVA JULIO VICTOR	Ing. Sanitario		16	CI 19N #3N-39	CALI	684641
SOTO JESUS A.	Ing. Sanitario			Cra. 40A #30C-17	CALI	364199
STERLING CARMEN EUGENIA	Ing. Sanitario	Aguas resid.	9	CI 12A #23D-44	CALI	583223
STERLING MARIA TERESA	Ing. Sanitario	Desechos Sólido	8	CI 12A #23D-44	CALI	583223
SUAREZ LUIS				Cra. 56 #11-36	CALI	
TRUJILLO V. GUSTAVO				CI 8 #29A-13	CALI	
URIBE CESAR	Ing.Sanitario	Hidráulica		CI 4 #38B-39	CALI	531044
VALENCIA GUILLERMO	Ing. Sanitario	Trat. Aguas	17	CI 20N #3N-44	CALI	392313
VALENCIA HERNAN S.				CI 33 #2C-43	CALI	
VARGAS O. HONORIO	Ing. Sanitario		9	CI 25 #38-17	TULUA	4616
VICTORIA MEJIA DIEGO	Ing. Sanitario Salud Pública	Planeación	7	INSFOPAL	BOGOTA	2857735
VICTORIA LUIS A.	Ing. Sanitario		6	Cra. 3 #17-90	CARTAGO	23725
ZULUAGA MIGUEL A.	Ing. Sanitario		1	Cra. 25 #T16A-05	CALI	372714
ZUÑIGA MARIA DEL CARMEN	Bióloga			UNIVALLE Dp.Procesos	CALI	392365

PATROCINADORES

La Seccional del Valle del Cauca agradece a las siguientes
Instituciones su colaboración para la publicación de estas
Memorias :



SULFOQUIMICA S.A.
Productora de sulfato de aluminio

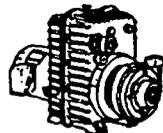
Para tratamiento de aguas y
la industria del papel.

Calle 55 No. 48-70
Itagüí, Antioquia
A. Aéreo (Medellín) 5053
Tels: 770004 - 775676



TECNICA HYDRAULICA LTDA

ASESORIA Y MONTAJES HIDRAULICOS
Avenida 3a. Norte 47N-164 Tel.: 645228 - 645229
Aptado Aéreo 7044 Cali Colombia.



WORTHINGTON

Motobombas

ALEC

Controles de nivel
Alternadores

HALBERG

Bombas, Motobombas



Peerless Pump

Equipos de presión constante Hydrocontrol.



HELBERT

Válvulas, cheques, Rotadores

hidromatico

Motobombas aguas negras



GUINARD

Motobombas,
traccobombas

HIDROMAC

Bombas, motobombas

Aurora

SIEMENS

Motores, arrancadores

**ROPER
PUMPS**

Bombas rotatorias



puska

de Colombia Ltda.
Compresoras

FURNAS

Arrancadores,
sunches de presión



Control de nivel

IHM

Bombas, motobombas



UNIVERSIDAD DEL VALLE – FACULTAD DE INGENIERIA
DEPARTAMENTO DE PROCESOS QUIMICOS Y BIOLOGICOS

PERSONAL ESPECIALIZADO EN :

DISEÑO DE PROCESOS INDUSTRIALES.
TRATAMIENTO Y POTABILIZACION DE AGUAS.
RESIDUOS SOLIDOS.
HIGIENE INDUSTRIAL.
PROCESAMIENTO Y TECNOLOGIA DE ALIMENTOS.

SE DISPONE IGUALMENTE DE LABORATORIOS ESPECIALIZADOS EN :

ANALISIS INDUSTRIALES.
ANALISIS FISICO – QUIMICOS Y MICROBIOLOGICO DE AGUAS.
ANALISIS DE ALIMENTOS.
ESTUDIOS DE TRATABILIDAD.

CALI, VALLE, CIUDAD UNIVERSITARIA MELENDEZ
TELEFONOS: 39 23 85 - 39 30 41 AL 49 EXT: 213



FERRETERIA INDUSTRIAL
MANGUERAS – MOTOBOMBAS – VALVULAS
INTERRUPTORES DE NIVEL PARA AGUA – BANDAS

Carrera 17 No. 16-64
A. A. 4419

Tel: 881134 al 36
Cali

HERRAJES DE OCCIDENTE LTDA.

FABRICA ESPECIALIZADA EN CONEXIONES EN
BRONCE DE VARIAS BOCAS Y VALVULAS DE
INCORPORACION DE 1¹/₂" EN ADELANTE .

OFICINAS Y FABRICA ARROYOHONDO
C. J. ALUMINIO ALCAR
TELEFONOS 644803 - 640562
A. A. 19029